

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN M O N I S T E S A R J A

Nro 521

**LIUOTTIMIEN SAASTUTTAMAN MAAN JA
POHJAVEDEN KÄSITTELYMENETELMÄT**

**Jukka-Pekka Auralinna
Tapio Strandberg**

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN MONISTESARJA

Nro 521

LIUOTTIMIEN SAASTUTTAMAN MAAN JA POHJAVEDEN KÄSITTELYMENETELMÄT

**Jukka-Pekka Auralinna
Tapio Strandberg**

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

Julkaisua saa vesi- ja ympäristöhallituksen teknillisestä tutkimustoimistosta.

ISBN 951-47-8225-9

ISSN 0783-3288

Painopaikka: Vesi- ja ympäristöhallituksen monistamo,
Helsinki 1994

KUVAILULEHTI

Julkaisija
Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämäärä
25.2.1994

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)
Jukka-Pekka Auralinna ja
Tapio Strandberg

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)
Liuottimien saastuttaman maan ja pohjaveden käsittelymenetelmät

Julkaisun laji
Selvitys

Toimeksiantaja

Toimielimen asettamispvm

Julkaisun osat

Tiivistelmä

Suomessa on todettu useita liuottimien saastuttamia maa-alueita. Selvitysten ja tutkimusten lisääntyessä niitä löydetään todennäköisesti huomattavasti lisää. Tämän selvityksen tarkoituksena oli koota pääasiassa kirjallisuudesta saatavia tietoja liuottimien saastuttaman maaperän ja pohjaveden käsittelytekniikoista, joita on käytetty maaperän kunnostustöissä. Toinen päämäärä oli arvioida teollisuudessa yleisesti käytettyjen prosessien soveltuvuutta maaperän ja pohjaveden käsittelyyn. Samalla pyrittiin löytämään esimerkkejä menetelmien sovelluksista, tuloksista ja kunnostuksissa ilmenneistä vaikeuksista sekä kustannuksista. Selvitys perustuu pääasiassa ulkomaisiin esimerkkeihin sekä teollisuudessa yleisesti käytettyihin liuottimien käsittelyprosesseihin, koska Suomessa saneerauksia on toteutettu vielä varsin vähän. Selvityksessä on kuitenkin hyödynnetty myös suomalaisia tietoja ko. saastumistapauksista.

Asiasanat (avainsanat)

Liuottimet, saastuneet maa-alueet, maaperä, pohjavesi, saastuminen, käsittely, kunnostus, puhdistus

Muut tiedot

Sarjan nimi ja numero
Vesi- ja ympäristöhallituksen
monistesarja nro 521

ISBN

ISSN

951-47-8225-9

0783-3288

Kokonaissivumäärä
65

Kieli
Suomi

Hinta
30 mk

Luottamuksellisuus
Julkinen

Jakaja
Vesi- ja ympäristöhallitus,
teknillinen tutkimustoimisto, maa- ja jätelaboratorio
PL 250, 00101 Helsinki, puh (90) 69511

Kustantaja
Vesi- ja ympäristöhallitus
PL 250, 00101 Helsinki

Utgivare
Vatten- och miljöstyrelsen

Utgivningsdatum
25.2.1994

Författare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)
Jukka-Pekka Auralinna och Tapio Strandberg

Publikation (även den finska titeln)
Behandlingsmetoder för jord och grundvatten som förorenats av lösningsmedel
(Liuottimien saastuttaman maan ja pohjaveden käsittelymenetelmät)

Typ av publikation
Utredning

Uppdragsgivare

Datum för tillsättandet av organet

Publikationens delar

Referat

I Finland har påträffats många av lösningsmedel förorenade markområden. I och med att utredningarna och undersökningarna ökar, påträffas sannolikt allt fler dylika områden. En av målsättningarna med denna utredning var att samla uppgifter främst från litteraturen om behandlingsmetoder för jord och grundvatten som förorenats av lösningsmedel och som använts vid sanering av jordmån. En annan målsättning var att uppskatta hur metoder som använts allmänt i industrin lämpar sig för behandling av jordmån och grundvatten. Samtidigt söktes exempel på metodtillämpningar, på resultat och svårigheter i saneringen samt på kostnader. Utredningen baserar sig främst på utländska exempel samt på allmänt i industrin utnyttjade behandlingsprocesser för lösningsmedel, emedan rätt få saneringar tills vidare genomförts i Finland. I utredningen har utnyttjats också finska uppgifter om dessa föroreningsfall.

Sakord (nyckelord)

Lösningsmedel, förorenade markområden, jordmån, grundvatten, förorening, behandling, restaurering, rening

Övriga uppgifter

Seriens namn och nummer
Vatten- och miljöstyrelsens
duplikatserie nr 521

ISBN
951-47-8225-9

ISSN
0783-3288

Sidantal
65

Språk
Finska

Pris
30 mk

Sekretessgrad
Offentlig

Distribution
Vatten- och miljöstyrelsen
tekniska forskningsbyrån
PB 250, 00101 Helsingfors, tel. (90)69511

Förlag
Vatten- och miljöstyrelsen
PB 250, 00101 Helsingfors

ALKUSANAT

Liuottimien saastuttamia maa-alueita ja pohjavettä on löytynyt Suomesta useista eri kohteista. Valtaosa niistä on vanhoilla teollisuusalueilla ja niiden kaatopaikkojen ympäristöissä, mutta liuottimia tavataan myös yhdyskuntajätteen kaatopaikoilla, koska vielä 1970-luvulla niille vietiin nykyisin ongelmajätteeksi luokiteltavia liuotinjätteitä

Teollisuuslaitosten aiheuttamia liuotinpäästöjä on syntynyt putkisto-, säiliö- ja astia-vuodoista sekä säiliöiden ylitäytöstä. Pääasiassa nämä kohteet ovat maalaamoiden, konepajojen, kemian-, lääke- ja maali- ja maalehtaiden käsittely- ja varastointialueita. Lisäksi liuottimia on päässyt maaperään liikennealueilla, erityisesti ratapihoilla ja satamissa.

Liuottimien aiheuttamia saastuneiden maa-alueiden ja pohjavesien käsittelyä on suoritettu vain muutamissa kohteissa yleensä yksinkertaisin pumppauksin, huokos-ilmakäsittelyllä tai siirtämällä saastunut maa kaatopaikalle tai polttoon.

Tässä pääasiassa kirjallisuuden avulla suoritettussa selvityksessä perehdytään liuottimien saastuttaman maaperän sekä pohjaveden käsittelytekniikoihin lähinnä ulkolaisten kirjallisuuslähteiden perusteella käytännön läheisesti. Samalla tarkastellaan joitakin suomalaisia saneerauskohteita, sekä niistä saatuja tuloksia.

SISÄLLYS

ALKUSANAT	5
1 LIUOTTIMIEN KÄYTTÄYTYMINEN MAAPERÄSSÄ JA POHJAVEDESSÄ	7
2 KÄSITTELYTARPEEN ARVIOINTI	9
3 ERISTÄMINEN JA HYDRAULISET KUNNOSTUSMENETELMÄT	9
4 MIKROBIOLOGISET MENETELMÄT	12
4.1 Yleistä	12
4.2 Käsittely maaperän sisällä (in situ)	13
4.3 Ulkoiset käsittelymenetelmät (on site- ja off site-käsittely)	21
4.3.1 Kompostointi	21
4.3.2 Laitteistokompostointi	21
4.3.3 Peltokäsittely (landfarming)	23
4.3.4 Pohjaveden biologinen käsittely	24
4.3.5 Kaasumaisten liuottimien biologinen käsittely	25
5 FYSIKAALINEN JA KEMIALLINEN KÄSITTELY	27
5.1 Yleistä	27
5.2 Käsittely maaperän sisällä (in situ)	29
5.2.1 Alipainekäsittely	29
5.2.2 Paineilmakäsittely	32
5.2.3 Höyrykäsittely	32
5.2.4 Utto	33
5.3 Maanpäällinen käsittely (on site- ja off site-käsittely)	34
5.3.1 Maaperän pesu	34
5.3.2 Ilmastrippaus	34
5.3.3 Aktiivihiilisuodatus	37
5.3.4 Höyrystrippaus	47
5.3.5 Maan höyrystrippaus	48
5.3.6 Saastuneen ilman zeoliittikäsittely	49
6 TERMINEN KÄSITTELY (POLTTO)	52
7 ARVIOINTIA JA YHTEENVETO	53
KIRJALLISUUS	
LITTEET	

1 LIUOTTIMIEN KÄYTTÄYTYMINEN MAAPERÄSSÄ JA POHJAVEDESSÄ

Tässä työssä on pääasiassa tarkasteltu liuottimien saastuttaman maan ja pohjaveden käsittelymenetelmiä. Niiden käyttäytymistä ja kulkeutumista maaperässä on käsitelty niukasti, koska näitä seikkoja on tarkasteltu muissa julkaisuissa. Maaperän ja pohjaveden osalta näitä seikkoja on käsitelty laajemmin esim. julkaisussa Saastuneiden maa-alueiden aiheuttaman pohjaveden likaantumisen arviointi (Tolppanen 1989) ja Kemikaalin käyttäytymiseen maaperässä vaikuttavat fysikaalis-kemialliset ja mikrobiologiset tekijät (Setälä ja Assmuth 1990).

Liuottimien ominaisuudet ja maaperän laatu määräävät sen käyttäytymisen ja kulkeutumisen maaperässä ja pohjavesissä. Käyttäytymiseen vaikuttavat useat ilmiöt yhtäaikaaisesti. Ne voidaan jakaa karkeasti kolmeen ryhmään, fysikaalisiin, kemiallisiin ja biologisiin prosesseihin (taulukko 1).

Taulukko 1. Luonnonympäristössä esiintyvät prosessit, jotka vaikuttavat aineiden kulkeutumiseen maaperässä (Tolppanen 1989).

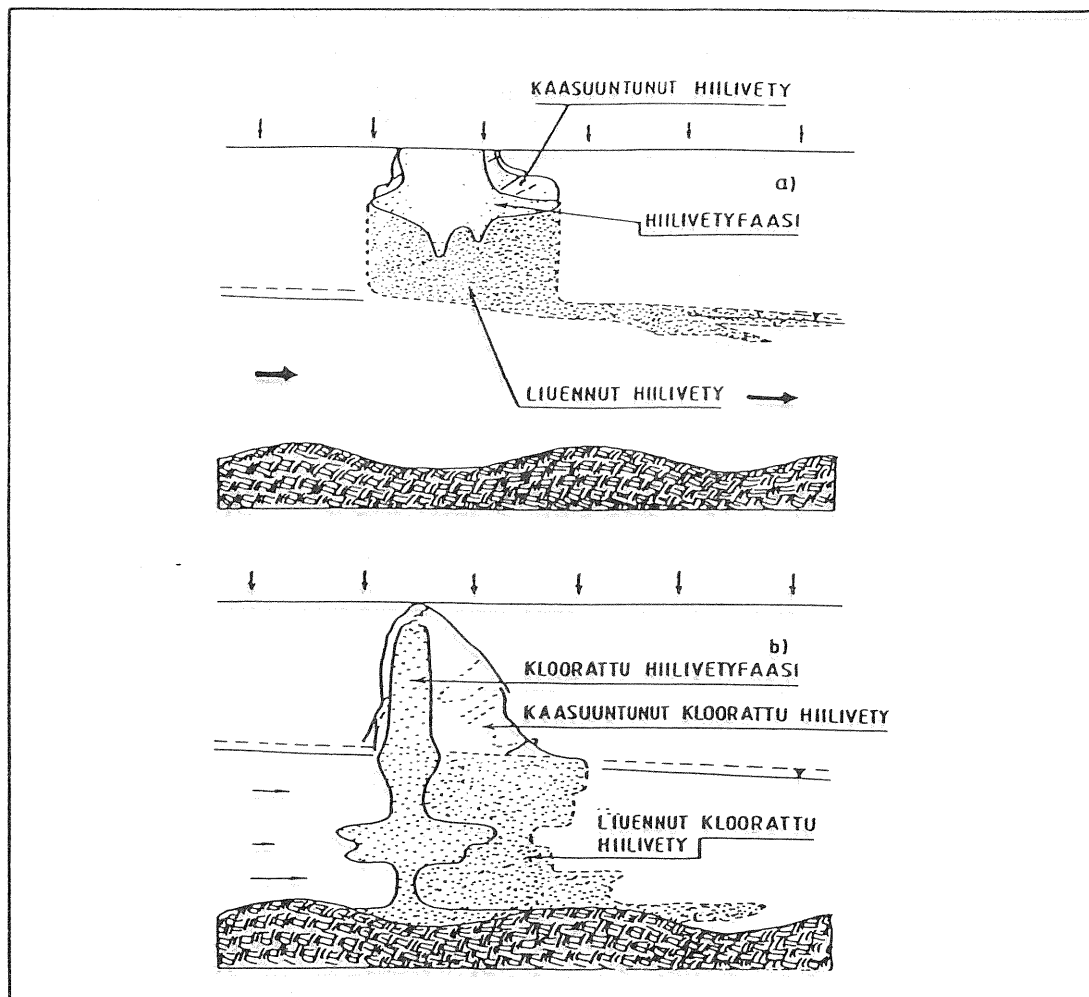
Fysikaaliset	Kemialliset	Biologiset (biokemialliset)
<ul style="list-style-type: none"> - advektio - painovoima - dispersio - molekyylien diffuusio - sekoittumattoman faasin virtaus - fraktioituneen aineen virtaus - sedimentoituminen - kapillaariarvot - haihtuminen 	<ul style="list-style-type: none"> - hapetus-pelkistys - ioninvaihto - kompleksin muodostus - liukeneminen toisen yhdisteen mukana - sekoittumattoman faasin eriytyminen - adsorptio/desorptio - saostuminen/liukeneminen - hydrolyysi - fotolyysi - flokkuloituminen - kolloidien muodostus - radionuklidien hajoaminen 	<ul style="list-style-type: none"> - mikrobipopulaatioiden dynamiikka - kiinnittyminen - metabolismi - mikrobihajotus - biotransformaatio - käyttö substraattina

Maaperässä nestemäinen liuotin voi kulkea yhdessä faasissa veteen liuenneena, tai kahdessa faasissa veteen liukenemattomana sen pinnalla tai pohjalla ominaispainosta riippuen. Lisäksi aine voi haihtua kyllästymättömään kerrokseen ja kulkeutua kaasufaasissa.

Liukenemattoman liuottimen liikkumista määrääviä ominaisuuksia ovat sen viskositeetti, ominaispaino, pintajännitys, poolisuus ja kiehumispiste. Pohjavesikerroksen pinnalla kerroksena oleva liuotin leviää huomattavasti helpommin ja yleensä laajemmalle alalle kuin vesikerroksen alla, jossa se pysähtyy yleensä vahinkopaikan läheisyydessä oleviin läpäisemättömän kerroksen painanteisiin (kuva 1). Näistä liuotin

leviää veteen liunneena tai dispergoituneena. Veteen liennut liuotin kulkeutuu veden virtausten mukana (advektio) laimentuen jatkuvasti.

Yleisimmin käytössä olevien liuottimien kiehumispisteet ovat n. 40 – 250°C, jopa ylikin. Dynaamiset viskositeetit n. 5°C:ssa ovat 0,5 – 2,0 cP, ominaispainot 0.7 – 1,6 g/cm³ sekä leimahduspisteet –30° asteesta ylöspäin aina palamattomiin saakka. Niiden vesiliukoisuus vaihtelee liukoista osittain liukeneviin ja liukenemattomiin. Myös niin sanotut liukenemattomat liuottimet liukenevat pienissä määrissä veteen. Liuottimien myrkyllisyys, karsinogeenisuus ja mutageenisuus vaihtelee runsaasti. Yleisesti käytettyjen liuottimien ominaisuuksia on käsitelty julkaisussa Saastuneiden maa-alueiden kaasupäästöt ja niiden vaikutus sisäilmaan (Kalevi 1993).



Kuva 1. Vettä kevyemmän (a) ja raskaamman (b) liuottimen leviäminen maaperässä. (Franzius ym. 1988).

Liuottimen leviämisenopeuteen ja imeytymiseen maaperässä vaikuttavia ympäristötekijöitä ovat kuormituksen laatu ja määrä sekä maaperän laatu, olosuhteet ja pohjaveden korkeuserot sekä virtausnopeus. Imeytymiseen maaperään vaikuttavat myös maanpinnan kaltevuus, halkeamat, routa. Maaperän orgaaninen aines, savikerrosten ja partikkeleiden pinnat sekä epäorgaanisten oksidien saostumat pidättävät tehokkaasti varsinkin poolisia liuottimia adsorboimalla niitä. Adsorptioon vaikuttavat pinnan olosuhteet, aineen adsorptiokerroin, happamuus, redox-potentiaali, orgaanisen aineen määrä, maan ominaispinta-ala, mineraalikoostumus sekä komponenttien eriy-

tyneisyys. Kapillaarivoimat vaikuttavat sitä enemmän liuottimen liikkumiseen mitä hienorakeisempaa maa on.

Liuottimen hajoaminen tai muuttuminen vaikuttaa myös liuottimen kulkeutumiseen. Hajoaminen voi tapahtua hydrolyyttisesti, fotolyyttisesti, biologisesti, hapettumalla tai pelkistymällä. Biologinen hajoaminen on merkittävin hajoamistapa. Siihen vaikuttavat maaperän mikrobikanta, happi- ja ravinnepitoisuus. Saasteiden toksisuus voi kuitenkin estää mikrobien toiminnan kokonaan.

2 KÄSITTELYTARPEEN ARVIOINTI

Liuottimien saastuttaman maaperän ja pohjaveden käsittelyssä sovellettavia tekniikkoja on useita ja niihin on tutustuttu kotimaisen ja ulkomaisen kirjallisuuden pohjalta. Useimmat tiedot ovat ulkomaisia, koska Suomessa on käytetty lähinnä pohjaveden suojapumppausta ilman jälkikäsittelyä tai liuottimen ilmastusta. Usein on myös suoritettu maamassojen "tuuletusta" kaatopaikalla olevissa altaissa.

Liuottimien ym. kemikaalien saastuttamien maa-alueiden määrän odotetaan kasvavan, tutkimustiedon lisääntyessä potentiaalisista kohteista. Todennäköisesti ei ole taloudellisista syistä mahdollista käsitellä kaikkia ongelmakohteita lähitulevaisuudessa, vaan kunnostustoimenpiteet on kohdistettava vain kiireellisimpiin, riskialteimpiin kohteisiin (SAMASE 1993).

Kohteiden alustavan selvityksen jälkeen on suoritettava riskin arviointi, jolla harkitaan mitkä kohteet voidaan jättää käsittelemättä tai siirtää se myöhempään ajankohtaan.

Liuotinpäästön kunnostus voidaan jättää suorittamatta mikäli sen laajuus, laatu ja kohde on sellainen, ettei ole odotettavissa sen leviävän eikä aiheuttavan vaaraa terveydelle tai ympäristölle. Tällaista ratkaisua puoltavia seikkoja ovat mm. alueen tai pohjaveden suojattu sijainti tai liuottimien vaarattomuus. Maaperän sisältämät aineiden luonnollinen hajoaminen voi myös olla niin nopeata, että aluetta ei kannata kunnostaa, vaan on tarkoituksenmukaista rajoittaa sen käyttöä väliaikaisesti. Lisäksi päätökseen voi vaikuttaa käsittelyn kalleus suhteessa siitä saatavaan hyötyyn sekä lopputuloksen epävarmuus.

Maaperän laatu voi estää tai vaikeuttaa käsittelyä. Tällaisissa tapauksissa maalaji sisältää yleensä runsaasti hienoainesta, jolloin sen veden- ja kaasunläpäisevyys on heikko. Tämän seurauksena näillä alueilla liuottimista aiheutuvat haitat ja niiden kulkeutuminen ympäristöön on vähäistä.

Käsittelemättömät maa-alueet ja pohjavedet muodostavat kuitenkin yhä olemassa olevan riskin ja voivat myöhemmin aiheuttaa ongelmia, joten hyvin suoritettu käsittely on ainoa varma vaihtoehto. Mikäli aluetta ei kunnosteta on haittoja alueella tarkkailtava ja niitä pyrittävä torjumaan mm. tuulettamalla rakennuksien alapohjia. Pohjavedenottamon siirtäminen muualle ei kuitenkaan tulisi olla kunnostuksen vaihtoehto.

3 ERISTÄMINEN JA HYDRAULISET KUNNOSTUSMENETELMÄT

Eristämisellä pyritään estämään saasteiden kulkeutuminen ja leviäminen ympäristöön. Se ei kuitenkaan ole yleensä riittävä kunnostusmenetelmä luottimilla saastuneelle maalle, sillä helposti haihtuvat aineet tulisi eristää kaasutiiviisti, eikä tällaisten rakenteiden toteuttaminen ole yleensä taloudellista eikä edes mahdollista. Eristämistä voidaan kuitenkin käyttää haittojen rajaamiseen ja muiden kunnostustekniikoiden tehostamiseen. Näin voidaan myös siirtää käsittelyä myöhempään ajankohtaan tai eristää jätteen hajoamista luonnossa biologisesti tai kemiallisesti. Eristysjärjestelmien kestoikä on kuitenkin rajallinen varsinkin käytettäessä teräsprofileja tai synteettisiä kalvoja.

Eristystekniikat voidaan jakaa kolmeen ryhmään niiden sijoituksen mukaan (Jeltsch 1990).

- pintaeristykset, joilla estetään sade- ja valumavesien pääsy saastuneeseen kohteeseen. Näin estetään suotoveden muodostumista sekä vähennetään kaasujen pääsyä ilmaan.
- pysty- ja pohjaeristykset, joilla saastunut kohta eristetään ympäristöstä etteivät saasteet kulkeudu pohja- ja suotovesien mukana.
- hydraulisilla menetelmillä, kuten pumppaus ja imeytys, jolla muutetaan pohjaveden virtausta. Tämän yhteydessä on mahdollista johtaa saastunutta pohjavettä käsiteltäväksi.

Eristyksen tehtävänä on estää saasteiden pääsy esim. vedenottamoon tai asutulle alueelle. Tässä voidaan käyttää tapauksesta riippuen yhtä tai useampaa eristystekniikkaa. Hydraulisia toimenpiteitä tarvitaan yleensä aina osana eristystä, koska muut menetelmät eivät estä saastumisen etenemistä täydellisesti liuottimien herkkäliikkeisyyden vuoksi.

Pintaeristyksen läpi voi esim. suotautua vettä painumien tai saven kuivumiskutistumisen aiheuttamista halkeamista. Pohjaeristykseen voi usein syntyä vuotokohtia epätasaisien painumien seurauksena. Pystyeristyksissä vuotokohtia voi ennekaikkea jäädä eristeen ja huonosti vettä läpäisevän maan saumakohtaan. Tässä esityksessä ei käsitellä tarkemmin pinta-, pysty- eikä pohjaeristyksiä, vaan keskitytään hydrauliseen eristykseen, koska sen yhteydessä myös useimmiten poistetaan liuottimia maaperästä ja pohjavesistä sekä johdetaan niitä muilla menetelmillä käsiteltäväksi.

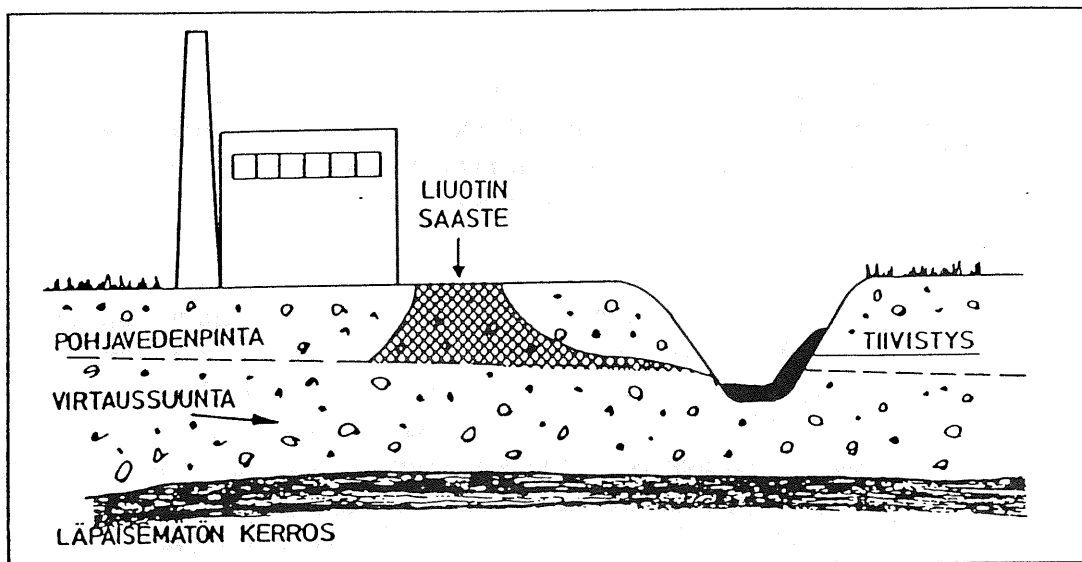
Hydraulisilla toimenpiteillä tarkoitetaan pohjaveden virtausolosuhteiden muutosta, joilla pyritään yleensä laskemaan pohjaveden pintaa. Virtaussuuntia maaperässä voidaan myös muuttaa imeyttämällä vettä.

Pohjaveden pinnan laskun tarkoituksena on usein paitsi kerätä saastunutta vettä käsittelyyn myös estää sen kulkeutuminen pohjaveden ottamoille tai yksittäisiin talousvesikaivoihin. Pohjaveden pinnan alentamisella syntyy saastuneeseen kohtaan syvempi vedellä kyllästymätön alue eli vajovesivyyhyke, jossa biologinen hajotus-toiminta on mahdollista (kuva 3).

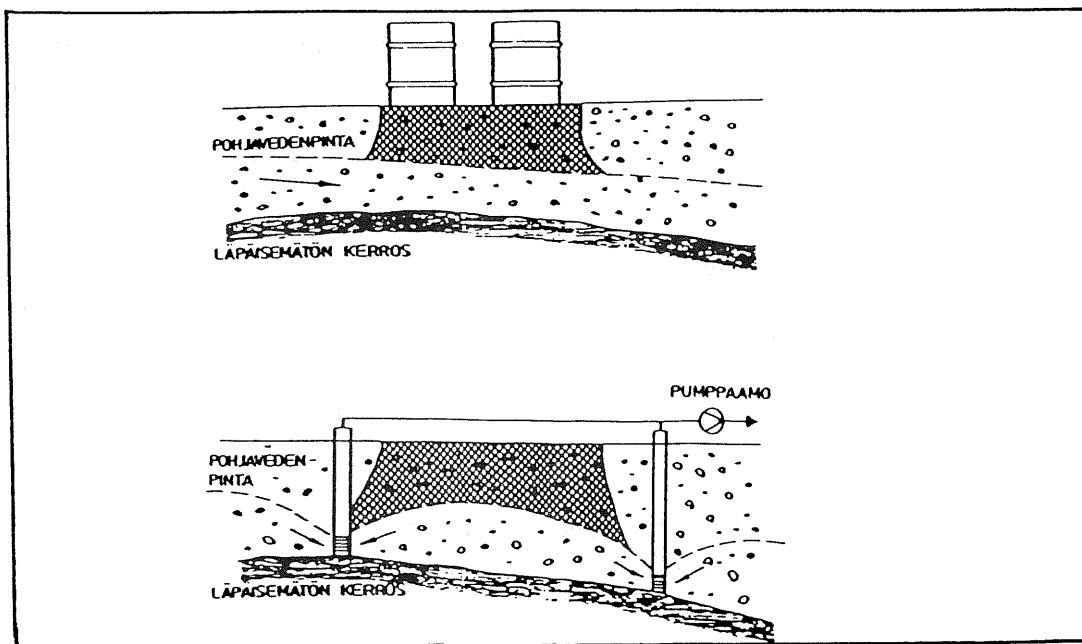
Pohjaveden alentaminen voidaan toteuttaa pumpppaamalla vettä yhdestä tai useammasta kaivosta tai pohjavesiputkesta. Pohjavesiputkia käytetään yleensä alueilla, joilla pohjaveden pinta on syvällä. Kaivoja on käytettävä mikäli maaperän on niin tiivistä, että putkien vedenantoisuus ei ole riittävä. Mikäli veden pinta on lähellä maan pintaa sen alentaminen voidaan toteuttaa avo- tai salaojien avulla.

Maaperästä pumpattu pohjavesi on lähes poikkeuksetta käsiteltävä. Se voidaan suorittaa paikanpäällä myöhemmin tässä julkaisussa esitetyillä menetelmillä tai johtamalla se teollisuuden tai yhdyskuntien jätevesien käsittelylaitoksille.

Pohjaveden pinnan alentamisesta saattaa olla seurauksena kaivojen kuivumista ja pehmeillä rakennusten painumista. Siksi kunnostuksen yhteydessä on usein myös imeytettävä vettä maaperään. Imeyttämällä saastuneeseen kohteeseen pohjavettä se myös huuhtelee saasteita maaperästä. Samalla saastunutta maaperää voidaan puhdistaa biologisesti tai kemiallisesti lisäämällä imeytettävään veteen käsittelyssä tarvittavia aineita.



Kuva 2. Pohjaveden pinnalla leviävän haitta-aineen poistaminen keräysojalla.



Kuva 3. Pohjaveden pinnan alentaminen suojapumppauksella.

4 MIKROBIOLOGISET MENETELMÄT

4.1 Yleistä

Maaperään ja pohjaveteen joutuneet liuotinaineet hajoavat mikrobien vaikutuksesta. Hajotuksen alkuvaiheessa bakteerit ovat aktiivisempia. Sienten toiminta alkaa hitaammin mutta on pysyvämpää. Liuottimista helposti hajoavia ovat yksinkertaiset lyhytketjuiset alifaattiset hiilivedyt sekä yksinkertaiset aromaattiset hiilivedyt kuten bentseeni, tolueni ja fenoli. Samoin useat vähän klooria sisältävät suoraketjuiset hiilivedyt hajoavat. Vaikeasti hajoavia ovat sykloalkaanit ja useat suurimolekyyliset orgaaniset halogeeniyhdisteet sekä eräät alifaattiset halogenoidut hiilivedyt kuten tetrakloorietyleni (perkloorietyleni), kloroformi ja dikloorietaani. Hajoaminen anaerobisissa oloissa, jotka ovat maaperässä yleensä vallitsevia, on useimmille liuottimille paljon hitaampaa kuin aerobisissa oloissa. Kuitenkin useille klooratuille liuottimille anaerobia on välttämätöntä reduktiivisen dehalogenaation tapahtumiseksi. Myös hajoamisreaktioiden välituotteet vaihtelevat (van Drumpt 1983, Setälä ja Assmuth 1990, Nyer 1993).

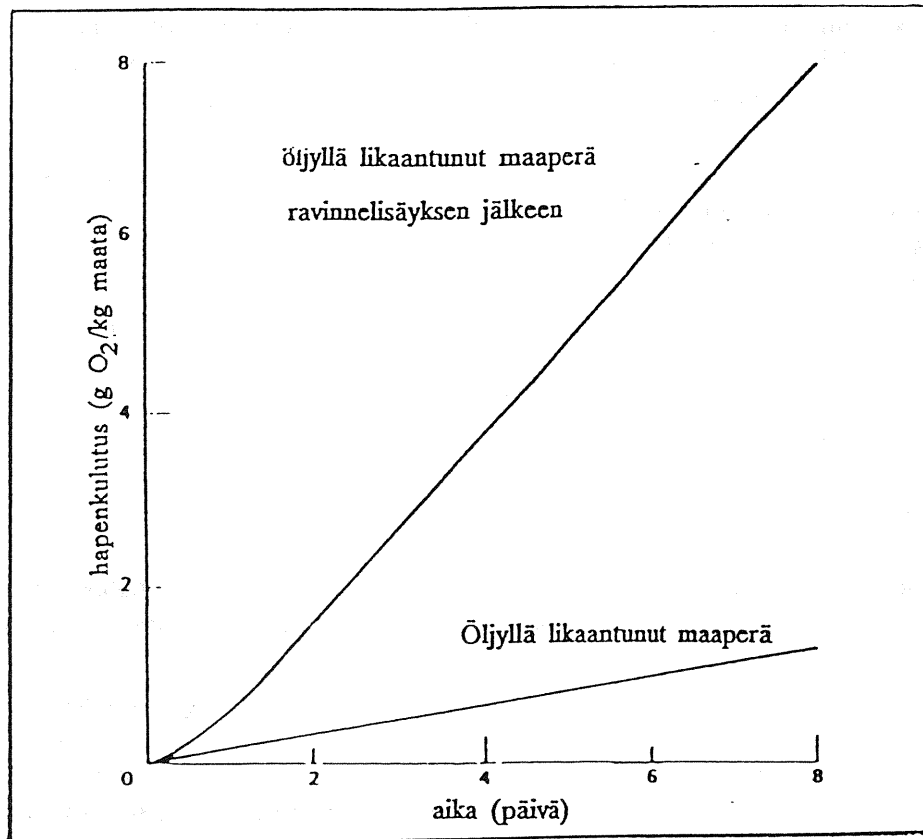
Mikrobiologisia menetelmiä on viime aikoina kehitetty ja otettu käyttöön liuottimien saastuttaman maaperän ja pohjaveden käsittelyssä sekä maaperän sisällä (in-situ), että alueen ulkopuolella (off-site) suoritettavina sovelluksina. Yleensä mikrobiologinen kunnostus on edullista ja se on helppo toteuttaa. Toisaalta käsittelyteho ei aina ole riittävän hyvä.

Joissakin tapauksissa hajoaminen ei ole täydellistä mineralisoitumista eli hajoamista alkuaineiksi (Valo ja Salkinoja-Salonen 1988, Häggbloom ja Salkinoja-Salonen 1993). Mikrobit saattavat tällöin muuttaa yhdisteet myrkyllisemmiksi, kuten esim. kloorattujen alkeenien hajotessa vinyylidikloridiksi. Suurin osa maaperästä ja pohjavedestä tavattavasta vinyylidikloridista on syntynyt hajoamistuotteena. Trikloorietyleni ja trikloorietaanin eri muodoista voivat mikrobit pilkkoa yhden tai kaksi klooriatomia. Yleensä näitä reaktioita tapahtuu anaeroobeissa olosuhteissa (Nyer 1993).

Maan rakenteella ja sen ravinne- ja humuspitoisuudella on suuri merkitys biologiselle hajoamiselle (kuva 4). Nämä tekijät vaikuttavat maan vesipitoisuuteen, mikrobipopulaation laatuun ja määrään sekä hapen saantiin. Biologiselle aerobiselle hajoamiselle on tärkeää hapen, veden ja ravinteiden saanti, sopiva pH ja lämpötila sekä usein jokin substraatti (avustava hiilen tai energian luovuttaja, metanoli, asetaatit, jne.).

Haitallisten aineiden biologista hajoamista voidaan tehostaa lisäämällä maaperään kyseisen aineen hajottamiseen erikoistuneita mikrobeja eli ns. "mikrobiymppi". Yli 90% tapauksissa maaperän luonnolliset bakteerit ovat kuitenkin parhaita maaperän kunnostamiseen (Nyer 1993). "Ymppien" käyttö voi olla tarkoituksenmukaista käsiteltäessä vaikeasti hajoavia myrkyllisiä yhdisteitä esim. polykloorattuja bifenyylejä (PCB)(Puustinen 1993).

Suomessa maan lämpötila etenkin talvella hidastaa tai jopa pysäyttää mikrobien toiminnan. Syvällä maaperässä ja varsinkin pohjavesissä mikrobien toiminta on yleensä luontaisesti vähäistä, koska sieltä puuttuvat yllämainituista edellytyksistä useimmat, kuten happi ja ravinteet.



Kuva 4. Öljyn saastuttaman maaperän mikrobitoiminta mitattuna hapen kulutuksena (van Drumpt, 1983).

4.2 Käsittely maaperän sisällä (in situ)

Saastuneen maan käsittely maaperässä eli in situ- menetelmien käyttö on lisääntynyt huomattavasti viime vuosien aikana niiden hyvän kustannustehokkuuden ansiosta. Menetelmien kehitystyöhön on myös ollut intensiivistä (Puustinen 1993). Siksi Hollannissa arviolta 16 % saastuneen maan kunnostuksia voidaan toteuttaa in situ menetelmillä (Cuperus ym. 1993).

Orgaanisten liuottimien hajoaminen maassa on usein hidasta ilman hapen ja ravinteiden lisäystä. Vaikka luontainen hajoaminen on hidasta voidaan sitä kuitenkin usein käyttää muiden kunnostusmenetelmien yhteydessä, jos saastunut alue on pieni tai se sijaitsee siten, että siitä ei ole huomattavaa haittaa ympäristölle.

Mikrobiologisessa in situ-käsittelyssä saastuneesta maa-alueesta pyritään luomaan iso bioreaktorin. Menetelmässä tehdään maaperään, pohjaveteen tai molempiin mikrobeille optimiolosuhteet hapen, ravinteiden ja pH:n suhteen. Kunnostus on aina tapauskohtainen maaperän sekä liuottimien ominaisuuksien johdosta ja vaatii siten laajan esitutkimuksen. Sen tulee sisältää saastumisen laadun ja laajuuden selvityksen sekä alueen hydrogeologisen kartoituksen ja mikrobiologisen hajotuksen edellytyksien, kuten ravinnesuhteiden, pH ja happipitoisuuden määrittämisen. Mikäli kunnostukseen

pyritään käyttämään luontaisia kantoja tulee myös mikrobikannat määrittää. Kuvassa 5 on esitetty mikrobiologisen saneerauksen eri vaiheita.

Yksinkertaisin mikrobiologinen saneeraustoimenpide on lisätä ravinneliuosta ja happea suoraan maaperään ja antaa niiden levitä saastuneeseen kohteeseen. Ravinneliuos voidaan hapettaa ilman hapella, puhtaalla hapella, vetyperoksidilla (H_2O_2) tai nitraatilla (NO_3^-). Nitraatin käyttöä on usein rajoitettu pohjaveden suojelun vuoksi. Vetyperoksidin käyttö moninkertaistaa mikrobien hapen saannin ilmastukseen verrattuna.

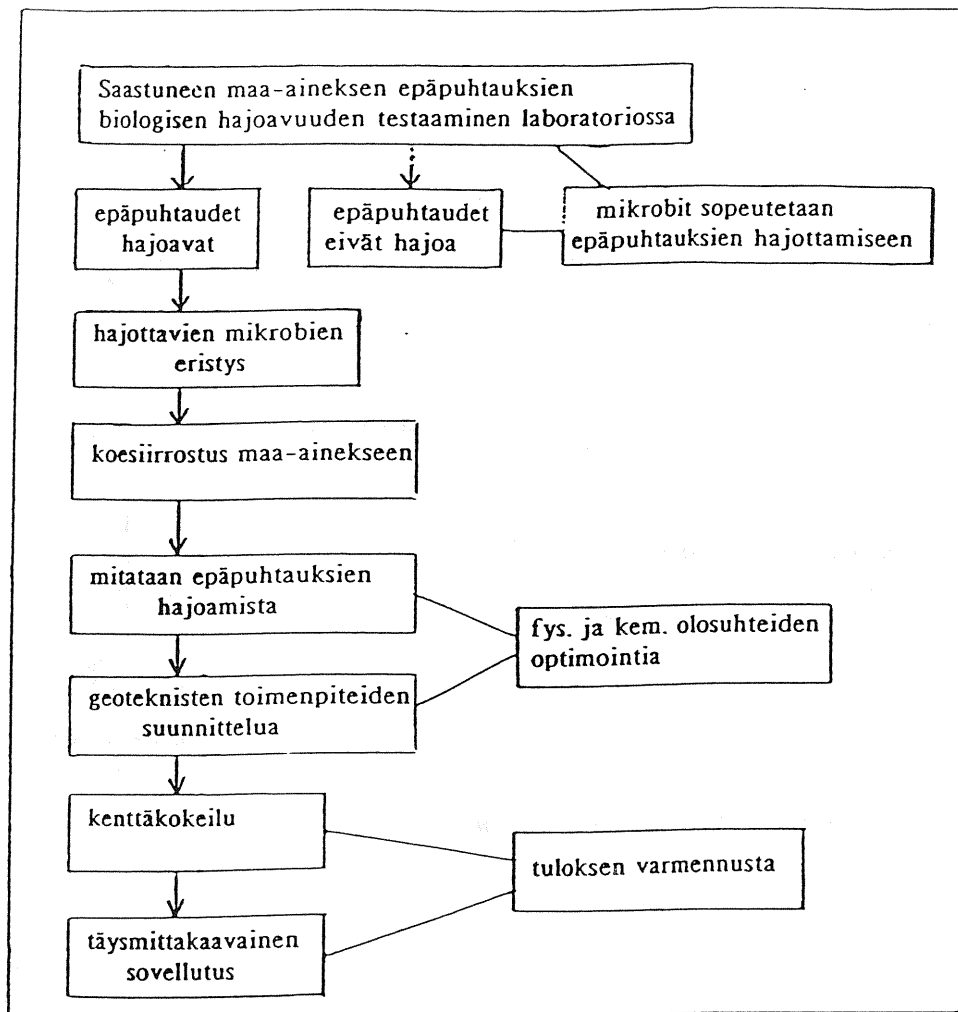
Lisäksi voidaan käyttää apuna pinta-aktiivisia aineita eli detergentejä, sillä ne lisäävät liuottimien liukoisuutta. Tämä voi olla tarpeen, koska mikrobiologinen toiminta tapahtuu vesifaasissa. Tällöin on varmistettava ettei detergentti ole itse myrkyllinen ja luonnossa hajoamaton tai huonosti hajoava. Imeytystä voidaan käyttää yleensä vain jos saastunut kohde on suhteellisen matalalla maaperässä ja/tai maaperä on riittävän läpäisevää ja tasalaatuista. Menetelmän vaarana on varsinkin detergentejä käytettäessä, että kontaminaatio voi levitä ympäristöön ja pohjaveteen. Käsittelyyn on ulkomailla kehitetty kaupallisia menetelmiä (Jeltsch 1990).

Mikäli saastuminen on laajuudeltaan rajoitettu ja se sijaitsee lähellä maan pintaa, voidaan käyttää ns. peltokäsittelyä, joka tarkoittaa maan aurausta tai muuta muokkaamista hapetuksen ja ravinteiden sekoittumisen parantamiseksi ja nopeuttamiseksi. Tätä menetelmää selostetaan enemmän on site-menetelmien yhteydessä.

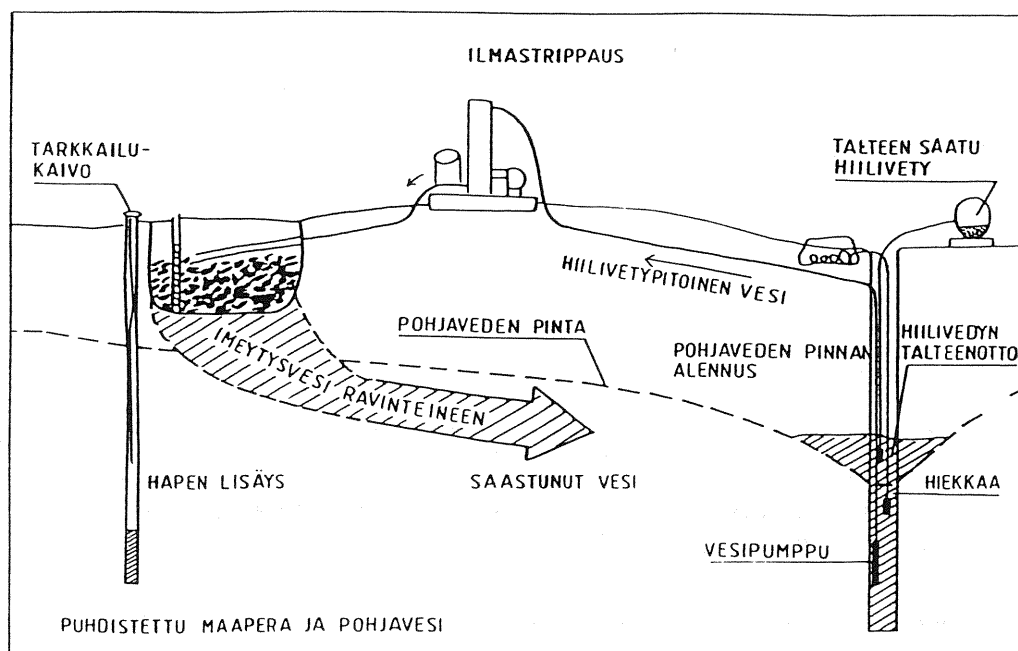
Huomattavasti parempi tulos saavutetaan kierrättämällä lisäaineistettua suoto- tai pohjavettä saastuneen kohteen läpi. Yksinkertaisimmillaan vesi pumpataan saasteen leviämissuunnasta ylös ja siihen lisätään ravinteet ja happi – yleensä nitraattina –, jonka jälkeen vesi imeytetään takaisin. Menetelmään voidaan liittää suojapumppauksia sekä ylöspumpatun veden käsittelyä, kuten pois johtaminen tai liuottimen poisto sopivalla menetelmällä ennen lisäaineistusta ja imeytystä. Imeytys voidaan suorittaa yhteen tai useampaan imeytyskaivoon. Paras tulos kuitenkin saavutetaan imeytysojaston avulla, joka rakennetaan routaantumattomaan syvyyteen tai eristetään.

Kuvassa 6 on esitetty kaaviokuva biologisesta in situ prosessista. Kuvassa ei ole huomioitu liuotinhöyryjen vaikutusta. Ne kertyvät pumppauskaivoon ja voivat aiheuttaa räjähdysvaarallisen kaasuseoksen (palavat nesteet), joten kaivo olisi tuuletettava.

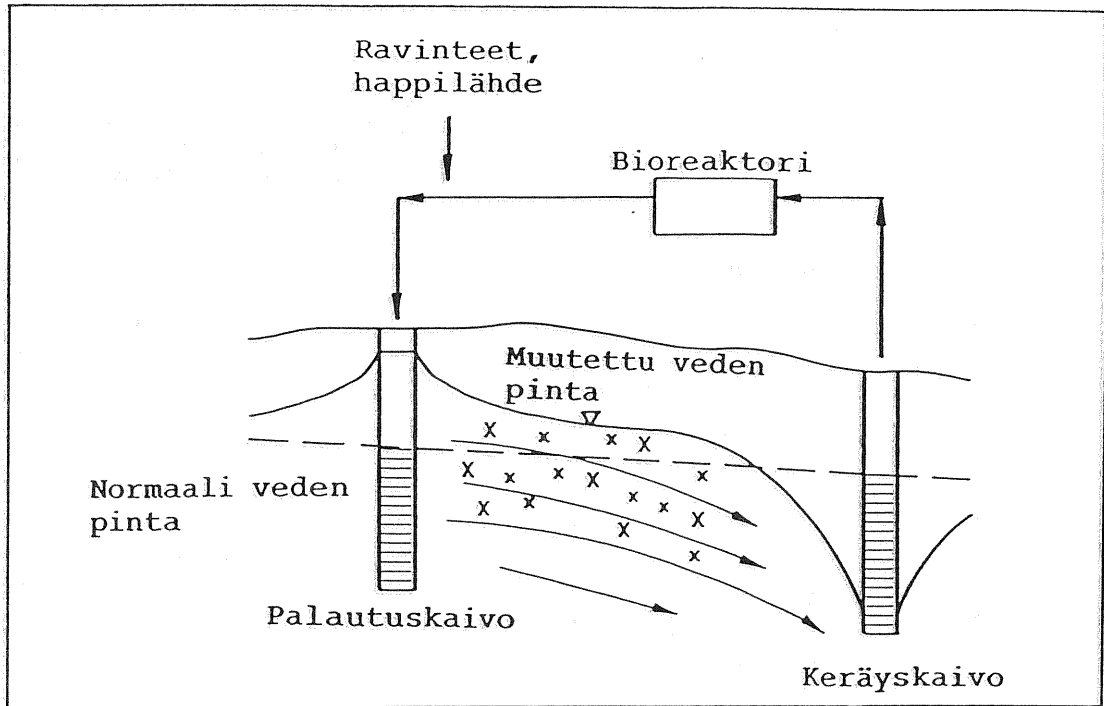
Mikrobiologinen in situ käsittely on suhteellisen halpa saneeraustoimenpide ja sopivassa kohteessa oikein suoritettuna se on myös turvallinen menetelmä. Menetelmä soveltuu myös rakennetuille alueille, koska siinä ei tehdä maansiirtotöitä. Näin vältetään kaivuutyöstä aiheutuvat päästöt ja palavien liuottimien räjähdysvaarat. Menetelmää ei voida kuitenkaan käyttää mikäli maaperän vedenläpäisevyys on huono. Siksi menetelmä soveltuu lähinnä karkearakeisille lajittuneille maalajeille sekä osittain huuhtoutuneelle moreenille.



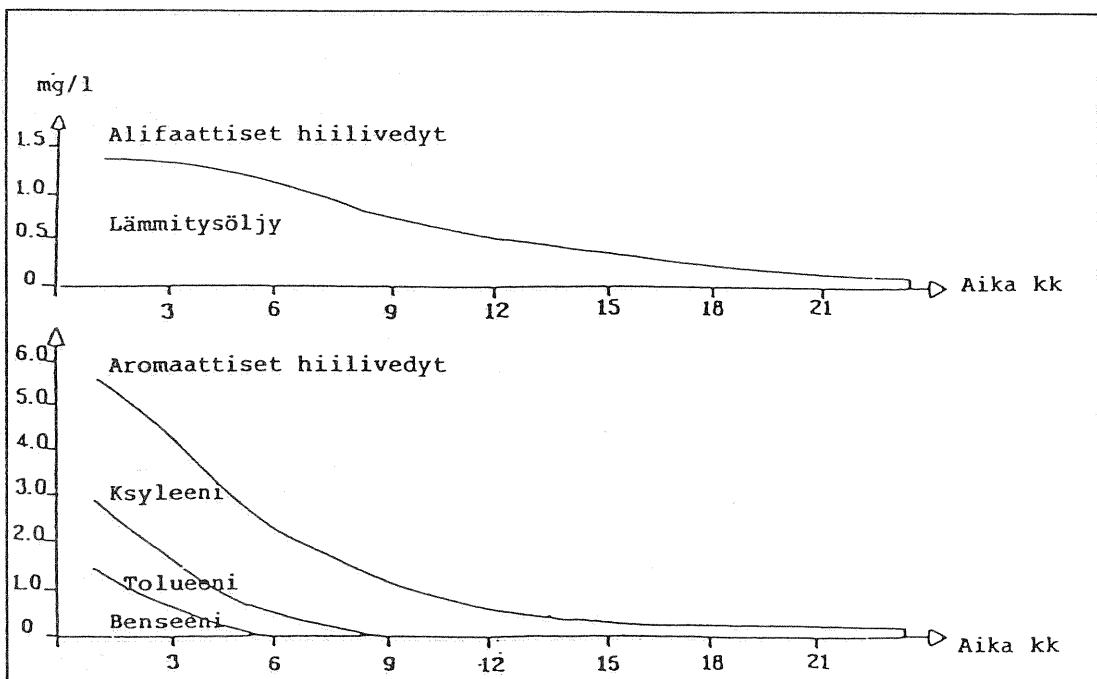
Kuva 5. Maaperän mikrobiologisen saneerauksen eri vaiheet (Bewley, 1986).



Kuva 6. Kaaviokuva biologisesta in situ -prosessista (Otterstedt ym. 1990)



Kuva 7. Liuotinpäästön biologisen in situ käsittelyn kaaviokuva.



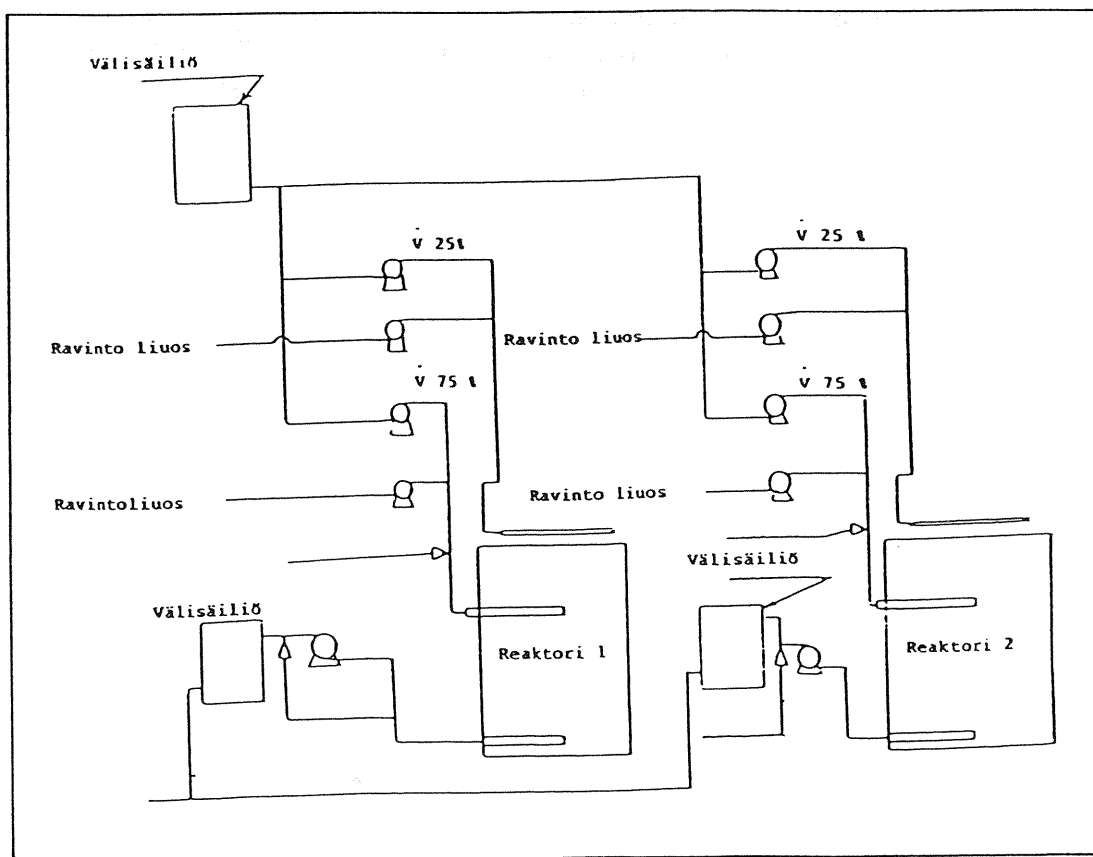
Kuva 8. Hiilivetypitoisuudet huuhteluvedessä maaperän saastumisen biologisella in situ -käsittelyllä (Franzius ym. 1988).

Esimerkkinä biologisesta in situ -saneerauksesta esitetään Saksassa tehty maaperän puhdistus (Franzius 1988). Maassa oli 30 t lämmitysöljyä ja aromaattisia hiilivetyjä n. 80 x 200 m² alueella pohjaveden pinnan rajassa ja sen yläpuolella. Puhdistusjärjestely on esitetty kuvassa 7. Mikrobin happilähteenä käytettiin nitraattia (NO₃⁻). Pumppauskaivoja oli käytössä kaksi, imeytyskaivoja neljä sekä suojapumppauskaivoja kuusi.

Maaperässä ja pohjavedessä esiintyi alifaattisia ja aromaattisia hiilivetyjä hajoittavia bakteereja ja niiden pitoisuus nousi käsittelyn aikana 5 000 kpl/g asti. Teoreettinen nitraatin kulutus oli 4,5 mg/mg hiilivetyä, kun hajoamistavoitteena on hiilidioksidi ja vesi. Käytännössä hiilivetyjen hajoamisessa syntyi haihtuvia ja vesiliukoisia välituotteita niin että nitraattikulutus laski tasolle 3,3 mg/mg hiilivetyjä. Nitraattia kului siis 100 t 30 t:n hajoittamiseen.

Veden lämpötilan ollessa 12–13°C nitraattipitoisuus oli syötettävässä huuhteluvedessä n. 200 mg/l. Kun lämpötilaa nostettiin n. 10°C, tarvittiin nitraattia noin kaksinkertaisesti. Käsittelyn vaikutus huuhteluveden hiilivetypitoisuuteen ilmenee kuvassa 8.

Anaerobista mikrobiologista 1,1,1-trikloorietaanin hajotusta on tutkittu mm. New Jerseyssä pilot -mittakaavaisessa kokeessa (Boyer ym. 1988). Koe suoritettiin kuvan 9 mukaisesti kahdessa reaktorissa (lysimeetreissä). Reaktorit olivat alapäästä suljettuja polypropyleeniputkia (d 0,9 m, h 1,5 m) ja ne upotettiin maahan 1,35 m:n syvyyteen erään imukaivon läheisyyteen. Kaivannon pohjalle laitettiin n. 15 cm soraa ja sen päällä olevalle rautalevyille asetettiin reaktorit sekä ympäröitiin ne soralla. Soran päälle asetettiin muovikalvo ja se peitettiin maalla reaktorin yläreunaan asti. Reaktorien pohjalle laitettiin 15 cm hiekkaa ja ne täytettiin saastuneella maalla, johon oli sekoitettu granulointua aktiivihiektä 3,5 % kuivapainosta. Täyttö tehtiin 15 cm kerroksina, jotka tiivistettiin varovasti. Alempien syöttöpisteiden kohdalle laitettiin 7,5 cm hiekkakerrokset tasoittamaan sisäänvirtausta. Imuputket oli asennettu pohjalla oleviin hiekkakerroksiin. Imuputkista käsitellyt vedet johdettiin välisäiliöiden kautta 3,8 m³:n säiliöön, jossa tarkastettiin, että 1,1,1-trikloorietaanipitoisuus oli alle vaaditut 20 ppm.



Kuva 9. 1,1,1-trikloorietaanin anaerobiseen hajotukseen käytetyn pilot plant-laitteiston prosessikaavio (Boyer ym. 1988).

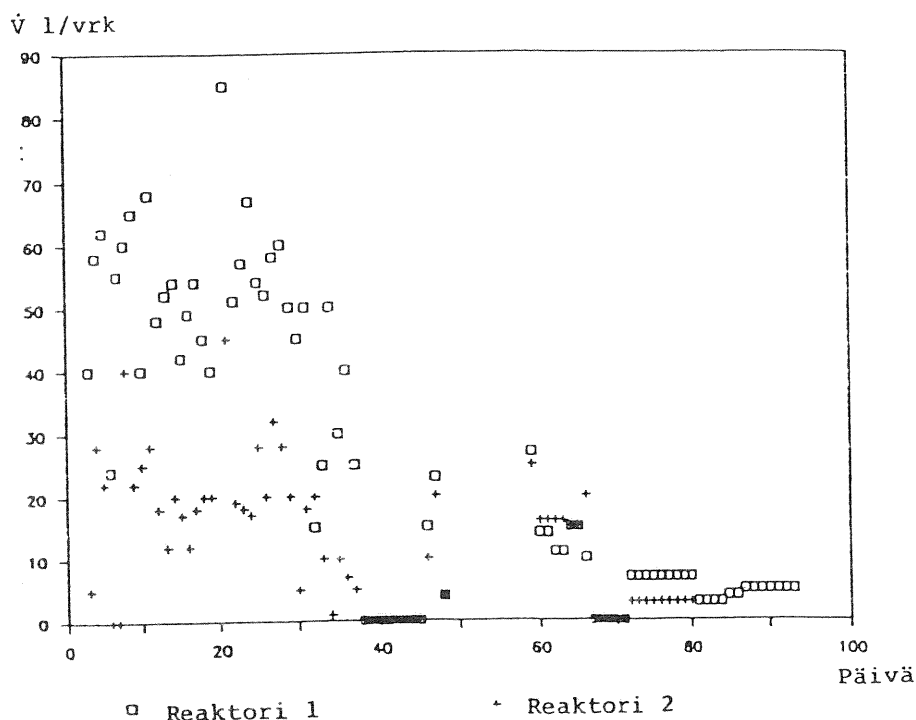
Koe aloitettiin lisäämällä reaktoreihin ravintoliuos, jossa oli 13 eri kemikaalia: KH_2PO_4 , 11 mg/l; H_3BO_3 , 0,002 mg/l; K_2HPO_4 , 14 mg/l; ZnCl_2 , 0,001 mg/l; NH_4Cl , 21 mg/l; $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 0,0004 mg/l; $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 0,03 mg/l; $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 0,02 mg/l; $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 4,0 mg/l; $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 0,002 mg/l; $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 0,8 mg/l; NaHCO_3 , 480 mg/l; ja $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 0,02 mg/l.

Tämä liuos huolehti mikrobien kasvun vaatimista ravinteista, puskuroinnista ja hivenaineiden saannista. Kahden päivän kuluttua ravintoliuos pumpattiin pois reaktoreista. Neljäntenä päivänä molempiin syöttöputkiin lisättiin ravintoliuosta, jossa oli 1 200 ja 212 mg/l glukoosia ja ammoniumsulfaattia $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$. Reaktoreihin oli kasvanut mikrobikanta neljän päivän kuluessa. Glukoosi oli mikrobipopulaation hiililähteenä. Kun saastunutta pohjavettä aloitettiin syöttää reaktoreihin, yläsyöttöputkiin lisättiin glukoosi- ja ammoniumsulfaattiliuosta (hiili:typpisuhde 10:1) ja alasyöttöputkiin syötettiin glukoosin tilalle etanolia 500 mg C/l (hiili:typpisuhde 10:1).

Seitsemäntenätoista päivänä ravinneliuokset muutettiin seuraaviksi: glukoosi tai etanoli, ammoniumkloridi ja kaliumvetyfosfaatti (K_2HPO_4). Liuoksen koostumukset pidettiin samoina kokeen loppuun asti. Kokeen tulokset on esitetty taulukoissa 2 ja kuvissa 9 ja 10.

Tämä anaerobinen 1,1,1-trikloorietaanin hajotusmenetelmä on maalle ja pohjavedelle sopiva in situ menetelmä. Tosin kokeen aikana reaktoreiden täytekerrokset jouduttiin vaihtamaan alle 100 päivän ajon jälkeen niiden tukkeuduttua mikrobikannan kasvun vuoksi.

Anaerobisilla menetelmillä on hajotettu onnistuneesti myös mm. 1,2-dikloorietaania, heksakloorietaania, tetrakloorietyleenä ja etyleenidibromidia metaaniksi, hiili-dioksidiä ja bromi- tai kloorivedyksi (Boyer ym. 1988).



Kuva 10. 1,1,1-trikloorietaanin hajotuksessa käytettyjen anaerobireaktoreiden tilavuusvirrat (Boyer ym. 1988).

Taulukko 2. Sisään- ja ulosvirtauksen 1,1,1-trikloorietaanin pitoisuudet anaerobisissa reaktoreissa (Boyer ym. 1988).

Pvm.	toiminta- päi	1,1,1-Trikloorietyleeni pit. ppm		
		sis. virt.	R1 ulos	R2 ulos
10/08/85	10	56	ND	ND
15/08/85	15	191	340	460
25/08/85	25	58	80	198
11/09/85	42	1180	ND	ND
16/10/85	87	ND	ND	ND
22/11/85	103	5590		ND
09/12/85	120	4950	ND	36
20/12/85	131	3910	226	59
14/01/86	156	5350	ND	ND
04/02/86	177	8300		ND

^aND = ei mitattavissa

Taulukossa 3 on esimerkinomaisesti esitetty öljyllä ja liottimilla saastuneiden alueiden in situ käsittelyyn käytettyjä menetelmiä saatuja tuloksia. Taulukossa on myös esitetty mikrobiologisessa käsittelyssä käytetyt ravinnelisäykset.

Taulukko 3. Esimerkkejä neljän eri kohteen maaperän öljy- ja liuotinsaastumisen täysimittakaavaisten in situ-käsittelytelystä saaduista tuloksista ja ravinnelisyksistä (Franzius 1988).

Saasteet	petrooli	petrooli dieselöljy	lämmitysöljy aromaattisia hiilivetyjä	metyleenikloridi n-butyylialkoholi, dimetyyli aniliini, asetoni
Saasteiden määrä (t)	4.5 ¹⁾	? ²⁾	20–30 ¹⁾	129
Maanveden- läpäisevyys	huono	erittäin hyvä	hyvä	erittäin huono
Tekopohja- veden määrä	93 m ³ /pv	?	432 m ³ /pv	50 m ³ /pv
Lisätyt ravinteet	(NH ₄) ₂ SO ₄ Na ₂ HPO ₄ NaH ₂ PO ₄ FeSO ₄ ·7H ₂ O MnSO ₄ ·H ₂ O CaCl ₂ ·2H ₂ O Na ₂ CO ₃ MgSO ₂ ·7H ₂ O	NH ₄ Cl Na ₂ HPO ₄ NaH ₂ PO ₄	NH ₄ ³⁾ P	NH ₄ NO ₃ Na ₂ HPO ₄ ·7H ₂ O KH ₂ PO ₄ MgSO ₄ ·7H ₂ O Na ₂ CO ₃ CaCl ₂ MnSO ₄ FeSO ₄ ·7H ₂ O
Lisättyjen ravinteiden määrä (t)	0.9	16.65	<<1	17
Happilähde	ilma	ilma	ilma + NO ₃	ilma
Imeytetyn veden käsittely	--	öljyn erotus	hiekkasuo- datin+ilma- strippaus	aktiiviliete
Käsittelyn kesto	110 päivää	1 vuosi	– 2 vuotta	2 1/2 vuotta
Puhdistus- tulokset	pitoisuus maassa vielä 2–3 g/kg; vapaata petroolia vedessä	pitoisuus maassa <0.1–0.5 g/kg; pohjavesi puhdasta	pitoisuus maassa 1g/kg 1 vuoden kuluttua, työ kesken	maata ei analysoitu, pohjavesi lähes puhdasta

1) vapaan tuotteen poiston jälkeen 2) saatu talteen pumpaamalla 10 t

3) nitraattia lisätty happilähteeksi

4.3 Ulkoiset käsittelymenetelmät (on site- ja off site-käsittely)

4.3.1 Kompostointi

Kompostointi on orgaanisen jätteen käsittelymuoto, joka on laajassa käytössä mm. öljyisten maiden kunnostuksessa. Se on käsittelymenetelmänä nopea muihin mikrobiologisiin menetelmiin verrattuna, sillä siinä ravinteiden ja hapen sekoittuminen on tehokkaampaa kuin in situ-menetelmissä.

Komposti perustetaan yleensä tiivistetyn alustan päälle tai betonialtaaseen. Lietekompostointia on tehty myös hiekkapatjan päälle maa- tai asfalttipohjalla. Käsittelyalueille suotovesille tulee rakentaa keräilyjärjestelmä (avo- tai salaojat sekä keräilykaivo). Kompostista muodostetaan alustan päälle yleensä 1.5–3 m korkeita aumoja, jotka olisi liuottimia käsiteltäessä peitettävä haihtumisen pienentämiseksi muovikalvolla. Muovikalvo mahdollistaa samalla kaasujen johtamisen halitusti ympäristöön tai niiden käsittelyn, joka on usein tarpeellista kompostoitaessa helposti haihtuvia liuottimia.

Täytettäessä kompostia siihen sekoitetaan kuohkeuttavia aineita kuten puun kuorta tai murskattua puuainesta. Kompostiin voidaan myös lisätä kasvatettuja mikrobeja, vanhaa mikrobipitoista kompostia tai esim. puhdistamolietettä. Ravinteet (P,N) voidaan myös lisätä kerroksittain rakennustyön kuluessa tai vasta valmiiseen kompostiin. Niitä voidaan lisätä myös kompostin käynnön yhteydessä. Komposti voidaan varustaa ilmastuksella ja kastelujärjestelmällä, jolla suotovedet voidaan samalla palauttaa kompostiin.

Ilmastamaton komposti käännetään aika ajoin, jolloin komposti saa happea ja samalla viileämmät pintakerrokset joutuvat kompostin sisälle, jossa kompostoituminen on huomattavasti tehokkaampaa korkeamman lämmön vuoksi. Kompostiaumat on tällöin rakennettava niin pieniksi, että ne voidaan tehokkaasti sekoittaa tarkoitusta varten suunnitelluilla ns. aumasekoittajilla. Öljyllä saastuneen maan kompostoinnista saatujen kokemusten perusteella hajoaminen on tehokkaampaa käännettävissä komposteissa verrattuna niitä koneellisesti ilmastettuihin.

Kompostoitumisen etenemistä tulisi seurata lämpötilamittauksin ja jatkuvien analyysien avulla. Samalla voidaan seurata kompostin ravinne- ja vesipitoisuutta, joita voidaan tarvittaessa lisätä. Kun liuotinpitoisuus on laskenut riittävän alas, voidaan maamassat jättää jälkikompostoitumaan tai sijoittaa sopivalle alueelle, esim. kaatopaikalle tai maantäyttöalueelle.

Kompostoinnin kustannukset ovat Suomessa saatujen kokemusten perusteella n. 150–1000 mk/m³. Ne riippuvat mm. saasteen ja käsiteltävien massojen määrästä ja laadusta, tavoiteltavasta puhdistustuloksesta ja kompostoinnin kestosta sekä kompostoinnin aiheuttamista työ-, ympäristönsuojelu- ja paloturvallisuusvaatimuksista. Kompostointikustannuksiin vaikuttavat merkittävästi myös käytettävä tekniikka (esim. kääntö- ja ilmastustapa). Kustannuksissa mikrobiympin hinta on usein merkittävä.

4.3.2 Laitteistokompostointi

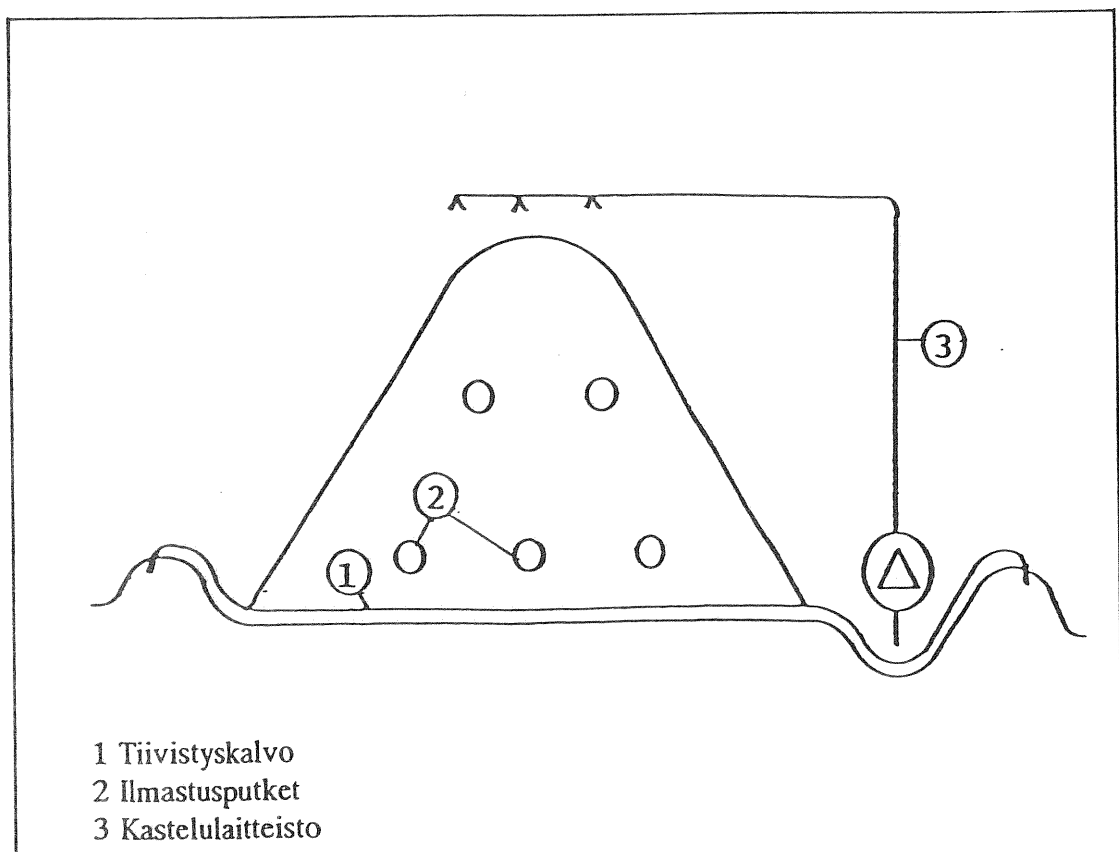
Rumpukompostori on pyörivä rumpu, jossa maa-ainesta sekoitetaan mekaanisesti. Kompostorissa voidaan optimoida hajotusolosuhteet ja samalla maa-aines sekoittuu hyvin.

Suomessa suoritetuissa kokeissa rumpukompostorilla on hajoitettu öljyä (100–400 mg/kg) sisältäviä maita. Hajoaminen tapahtui 12–40 vrk:n aikana 70–92 %:sti (Valo ja Salkinoja–Salonen 1988). Tämä menetelmä soveltunee myös useiden liuotinpitoisten maiden käsittelyyn. Kunnostuksessa on otettava huomioon liuottimien ominaisuudet, kuten niiden haihtumisherkkyys.

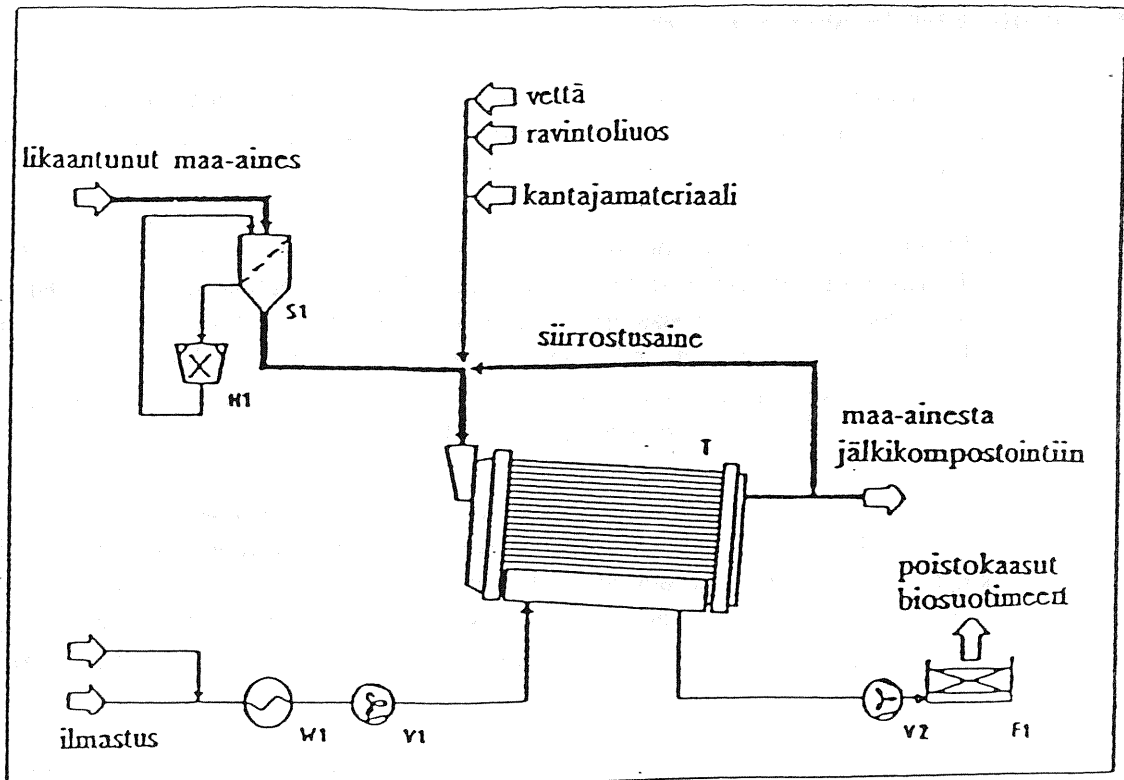
Bioreaktoreissa biologinen hajoitustoiminta on vielä paremmin hallittavissa ja säädettävissä kuin rumpukompostorissa. Hallittuna prosessina käsittelyaika on lyhyt; aineista riippuen muutamista viikoista, jopa päiviin. Käyttökokeilla on osoitettu, että polttoöljyt ja halogenoimattomat liuottimet hajoavat 3–4 päivässä 99 %. Käyttökustannukset on arvioitu alhaisiksi (n. 100–150 mk/t) (Jeltsch 1990). Kustannukset riippuvat kuitenkin hajotettavista aineista, maamassojen määrästä sekä laadusta (esim. lohcareiden poiston tms. esikäsittelyn tarpeesta) ja tavoiteltavasta puhdistustuloksesta sekä ennenkaikkea laitteiden investointikustannuksista.

Bioreaktorissa saastunut maa-aines lietetään veteen (n. 30 % H_2O) ja siihen lisätään ravinteet (P, N) ja muut tarvittavat kemikaalit kuten pH:n säätöaineet, substraatti ja mahdollinen detergentti. Lietettä sekoitetaan paineilmalla reaktorin pohjalta, jolloin liete samalla hapettuu.

Bioreaktorin tekninen toteutus voi olla hyvinkin yksinkertainen. Esimerkiksi voidaan käyttää maahan kaivettua, tiivistettyä ojaa, jossa on pohjalla ilmastus- ja sekoitusputkisto. Tämä menetelmä lienee tehokas ja turvallinen useimmille liuottimille. Toisaalta reaktori voi olla monimutkainen, erilaisia sekoitussäiliöitä ja reaktoreita sisältävä suljettu laitos, jolla voidaan käsitellä useampia eri kemikaaleja sisältävää maata samanaikaisesti (Puustinen 1993).



Kuva 11. Koneellisella kastelulla ja ilmastuksella varustettu aumakomposti.



Kuva 12. Maan puhdistamiseen käytettävä rumpukompostori (Jäger ja Obermeier, 1988).

4.3.3 Peltokäsittely (landfarming)

Peltokäsittelyssä maaperän pintaosia muokataan hapen ja ravinteiden lisäämiseksi. Työ voidaan tehdä normaaleilla maatalouskoneilla tai maabetonointiin käytettävillä laitteilla (rototiller).

Käsittelyssä erityistä huomiota tulee kiinnittää pohjavesien suojeluun. Siksi käsittely tulee suorittaa tiiviillä maapohjalla esim. savipellolla, joka on salaojitettu ja varustettu valumavesien tarkkailujärjestelmällä. Käsiteltäessä öljyä sitä levitetään pellolle korkeintaan 25 tonnia hehtaarille. Maa muokataan auraamalla ja äestämällä samalla lisäten ravinteet. Ravinteiden edullisin C/N/P -suhde on n. 250:10:3. Maata muokataan kasvukauden aikana noin kolmen viikon välein. Suomessa käsittelyaika on noin neljä vuotta, jonka jälkeen voidaan alkaa uusi käsittelykerta. Öljy ei hajoa biologisesti kokonaan, vaan siitä jää jäljelle "biologista pikeä" (esim. pitkäketjuisia ja polyaromaattisia hiilivetyjä) (Valo ja Salkinoja-Salonen 1988). Neste Oy on käyttänyt peltokäsittelyä jo vuodesta 1980 alkaen.

Peltokäsittelyllä hajotetaan lähinnä öljylietteitä, eikä se ole suositeltava helpoimmin haihtuville liuottimille.

4.3.4 Pohjaveden biologinen käsittely

Pohjaveden biologisessa on ja off site -käsittelyssä käytetään kolmea eri menetelmää useine muunnoksineen: aktiivilieteprosessi, biosuotimet ja leijupetireaktorit (Canter 1996).

Aktiivilieteprosessissa hajoitustoiminta tapahtuu altaassa, jota ilmastetaan mekaanisella sekoituksella tai diffuusiojärjestelmällä. Mikro-organismit ovat suspentoituneina vesivirrassa, josta biomassa erotetaan hajoamisen jälkeen selkeyttämällä. Selkeytyksen jälkeen tarvittava määrä aktiivilietettä palautetaan ilmastusaltaaseen ja loput ohjataan lietteenkäsittelyyn. Prosessin tehokkuus määräytyy aktiivisen lietteen kiertosuhteesta. Menetelmän edellytyksenä on lietteen selkeytyvyys.

Jaksottain toimiva SBR-prosessi on osoittautunut tehokkaaksi puhdistusmenetelmäksi ja se soveltuu hyvin myrkyllisen ja vaikeasti hajoavien aineiden käsittelyyn, koska siinä käsittelyaikaa voidaan pidentää. SBR-prosessi koostuu viidestä vaiheesta, epäpuhtaus-sien hajotus, selkeytys, veden poisto ja seisokki. Seisokkivaihe aktivoi lietteen mikrobitoimintaa. Aktiivilietemenetelmän kustannukset ovat n. 0,1–0,34 mk/m³, ilman pumppauskuluja (Törrönen 1989).

Biosuotimessa mikrobit ovat kiinnittyneet muovisten täytekappaleiden pinnalle. Saastunut vesi pumpataan suodattimeen yläkautta ja ilma johdetaan alakautta vastavirtaan. Täytekappaleiden pinnalla oleva biofilmi hajoittaa epäpuhtaudet vedestä. Menetelmällä käsittelykustannukset ovat n. 0,02–0,1 mk/m³ (Törrönen 1989). Biosuotimia on kokeiltu kloorattujen liuottimien hajotukseen pohjavedessä mm. Tanskassa Skrydstrupin kaatopaikalla. Kaatopaikoilla tarvitaan yleensä ensin hiekkasuodatus raudan ja mangaanin ym. poistamiseksi (Christiansen 1987).

Leijupetireaktorissa on täyteenä suuren pinta-alan omaavia täytekappaleita kuten hiekkaa, aktiivihiiltä tai muovikuulia. Mikro-organismit muodostavat täytekappaleiden pinnalle biofilmin. Sopivalla virtausnopeudella täytekappaleet pidetään leijumassa. Virtausnopeus säädetään kierrättämällä osaa vedestä. Ongelmana on saada flokin tiheys sopivaksi niin ettei se hajoa ja huuhtoudu pois.

Tehokkaassa bioreaktorissa biomassalla on pitkä viipymäaika ja hydraulinen kontaktiaika on lyhyt. Biomassan pitkä viipymäaika mahdollistaa hitaasti kasvavien mikro-organismien kasvun ja monipuolisen sekä runsaan biofilmin muodostumisen. Lyhyt kontaktiaika tehostaa prosessia ja minimoi toksisten aineiden vaikutuksen.

Aktiivilieteprosessin ilmastus, sekoitus ja päivittäinen valvonta nostavat käsittelykuluja. Eri biologisten menetelmien puhdistustehot ovat suunnilleen samantasoisia ja ne ovat ulkomailla yleisesti käytössä. Biologista käsittelyä voidaan lisäksi tehostaa liittämällä siihen aktiivihiilisuodatus tai lisäämällä aktiivihiiltä bioreaktoriin. Aktiiviliete-prosessissa hiili parantaa samalla lietteen laskeutumisominaisuuksia.

Pohjaveden bioreaktorikäsittely eroaa suoto- ja jäteveden käsittelystä veden laimeuden vuoksi, joka lisäksi kasvaa pohjavesien puhdistuessa. Substraattilisäys voi olla tarpeen biologisen hajotuksen tehostamiseksi epäpuhtauspitoisuuden laskiessa määrätylle tasolle. Saastuneen pohjaveden käsittely voidaan myös yhdistää muiden jätevesien tai yhdyskuntajätevesien käsittelyyn, jolloin substraattipitoisuus helpommin riittää.

Taulukko 4. Esimerkkejä aktiivilieteprosessin puhdistustehokkuudesta (Canter, 1986).

Yhdiste	Puhdistustehokkuus (%)		
	Strippaus	Sorptio	Biologinen
Fenolit		0,5–1	95–99,9
1,2-DCB	21,7		78,2
Bentseeni	2,0		97,9
Tolueeni	5,1	0,02	94,9
Etyylibentseeni	5,2	0,2	94,6
Metyleenikloridi	8,0		91,7
1,2-DCE	99,5	0,5	
TCE	65,1	0,8	33,8
Kloroformi	19,0	1,2	78,7
Hiilitetrakloridi	33,0	1,4	64,9
Fenantreeni			98,2
Naftaleeni			98,6

1,2-DCB = 1,2-diklooribifenyylä

1,2-DCE = 1,2-dikloorietaani

TCE = trikloorietaani

Bioreaktorissa puhdistettuun mikrobipitoiseen veteen voidaan lisätä ravinteet ja imeyttää se maahan, jolloin maaperässä mahdollisesti oleva saastunut maa-alue tulee käsitellyksi samalla. Bioreaktorit soveltuvat useiden liuottimien likaamien pohjavesien käsittelyyn. Mikäli kyseessä on liuotinsos, jonka komponentit vaativat erilaisen mikrobikannan, bioreaktoreja voidaan panna useampia sarjaan ja kasvattaa niihin eri mikrobikanta. Bioreaktorin puhdistusesimerkkejä liuottimille on taulukossa 4.

4.3.5 Kaasumaisten liuottimien biologinen käsittely

Kaasumaisia liuotinpäästöjä voidaan käsitellä myös biosuotimissa ja biopesureissa. Tällaisia päästöjä syntyy mm. maaperän ilmastuskäsittelystä, ilmastrippauksen poistokaasuista ja kompostoitavissa helposti haihtuvaa liuotinta sisältävää maata.

Biosuotimen suodinmateriaalina käytetään turvetta, kompostia, puunkuorta tai maata, tarvittaessa hakkeella, muovikappaleilla tms. karkeammilla aineksilla kuohkeutettuna. Suodin on varustettu ilmanjakoputkistolla, jolla kaasu syötetään tasaisesti pohjalle, jonka jälkeen se kulkeutuu hitaasti suodatinmateriaalin läpi. Liuotinmolekyylit adsorboituvat tai absorboituvat suodatinmateriaaliin, jossa olevassa biofilmissä ne hajoavat. Mikrobit saavat ravinteensa suodatinmateriaalista, joka kuluu hiljalleen loppuun. Suotimen kosteuspitoisuuden tulisi olla 40–50 % ja lämpötilan optimaalisesti 25–40°C, kuitenkin välillä –5° – +60°C.

Hajujen ja liuotinpäästöjen käsittelyyn teollisuuslaitoksilla käytetyt biosuotimet on mitoitettu yleensä 50–500 m³/m²h:n kuormituksille epäpuhtauspitoisuuksien mukaan.

Laitteiden investointikustannukset ovat n. 10–50 mk/m³/h ja käyttökustannukset 1–3 mk/1000 m³/h puhdistettua ilmaa (Törrönen 1989).

Biopesurissa ilman epäpuhtaudet siirretään kaasufaasista vesifaasiin täytekappaletoirneissa, jonne ilma johdetaan alakautta ja vesi yläkautta. Vesifaasi regeneroidaan biologisesti joko aktiivilietemenetelmällä tai täytekappalepesurissa. Käsittelyn yhteydessä täytekappalepesurin kiertovettä on analysoitava jatkuvasti.

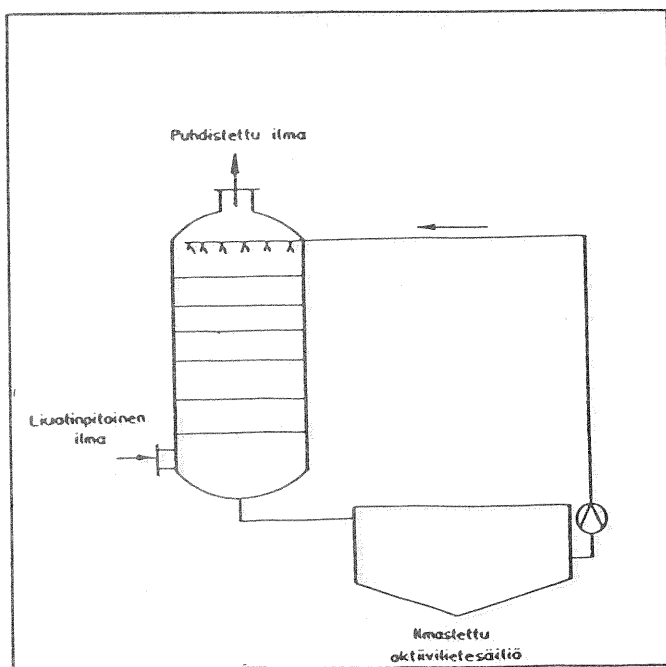
Aktiivilietemenetelmä vastaa pohjaveden käsittelyä aktiivilietemenetelmällä, mutta lietepitoisuus pesutorniin johdettavassa vedessä ei saisi ylittää arvoa 10 g/l, ettei pesuri tukkeudu.

Täytekappalepesurissa mikrobit ovat kiinnittyneet täytekappaleiden pinnalle. Adsorptio ja veden biologinen regenerointi tapahtuvat samanaikaisesti pesutornissa. Täytekappaleiden pinnalle voi muodostua ylimäärin lietettä, joka voi aiheuttaa pesurin tukkeutumista. Kiertoveteen lisätään usein ravinteita. Osa kiertovedestä on poistettava kierrosta liiallisen suolan ja lietteen poistamiseksi ja lisättävä vastaavasti puhdasta vettä. Poistettu vesi käsitellään erillisessä selkeytysaltaassa.

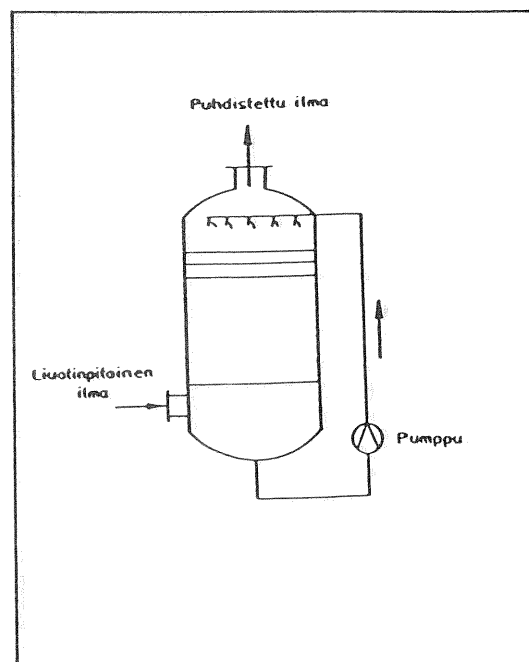
Käsiteltäessä veteen niukasti liukenevia liuottimia joudutaan nestevirtaa kasvattamaan suurestikin. Lisäämällä pesuriin aktiivihiltä voidaan parantaa oleellisesti puhdistuskykyä. Aktiivihiihilisäys tasaa myös kuormitushuippuja.

Käynnistettäessä biosuodatinta tai -pesuria täytemateriaaliin yleensä siirrostetaan mikrobikanta aktiivilietteestä, kasvatetusta kannasta tai vanhan suotimen tai pesurin mikrobipopulaatiosta. Adaptaatioajat saattavat olla pitkiä, 2–3 kk, ennen kuin mikrobikanta on sopeutunut käsiteltävien aineiden koostumukseen.

Biopesurin investointikustannukset ovat 50–150 mk/m³/h ja käyttökulut 1–4 mk/1000 m³/h puhdistettua ilmaa (Törrönen 1989).



Kuva 13a. Aktiivilietepesuri kaasumaisten haitta-aineiden käsittelyssä.



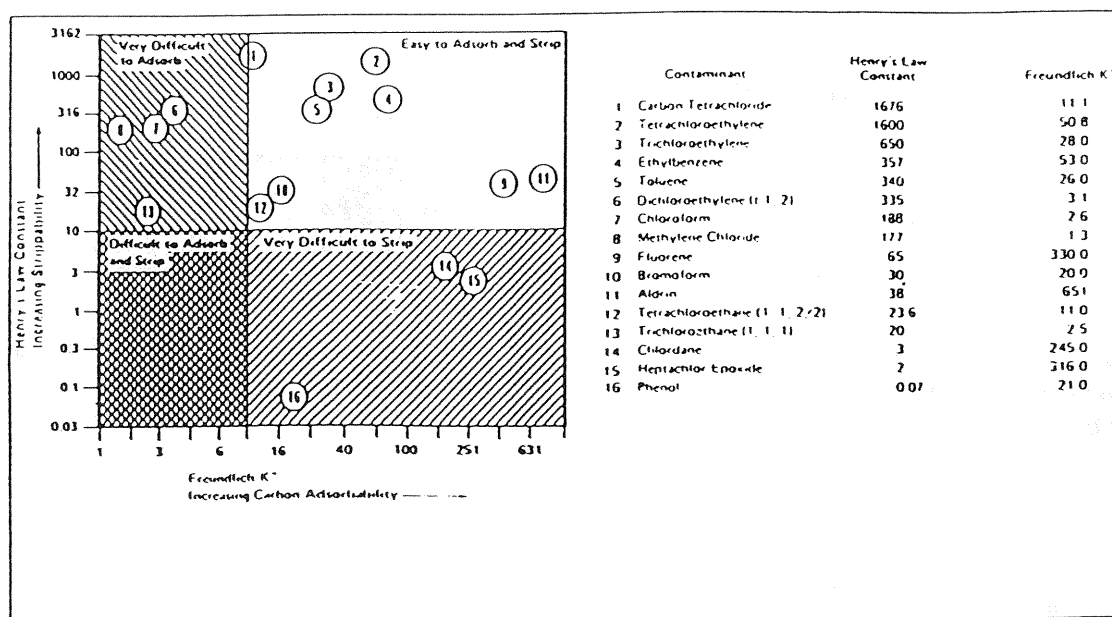
Kuva 13b. Täytekappalepesuri kaasumaisten haitta-aineiden käsittelyssä

5 FYSIKAALINEN JA KEMIALLINEN KÄSITTELY

5.1 Yleistä

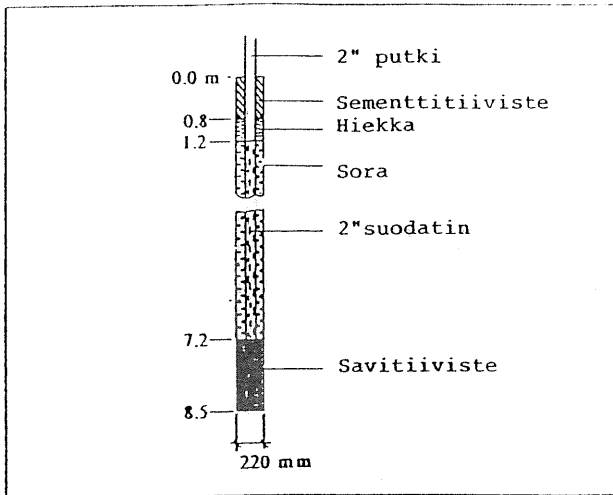
Näihin menetelmiin luetaan kaikki fysikaalisiin ilmiöihin ja kemiallisiin reaktioihin perustuvat menetelmät, jotka vaikuttavat suoraan saasteisiin. Polttoa on kuitenkin menetelmän runsaan soveltamisen vuoksi käsitelty omassa kappaleessaan. Liuottimille ei yleensä löydy suoraa kemiallista käsittelymenetelmää, joten niitä ei tässä yhteydessä käsitellä.

Alipaine-, ilmastus- ja typetys- sekä höyrykäsittelymenetelmät ovat yleisesti käytettyjä fysikaalisia in situ-menetelmiä. On ja off site-menetelminä käytetään ilmastrippausta-, höyrystys- ja aktiivihiilikäsittelyä. Nämä kaikki ovat periaatteessa sopivia liuottimien käsittelyyn, joten liuottimien ominaisuudet määräävät menetelmien valintaa. Eräänä merkittävänä valintakriteerinä ovat liuottimien adsorptio- ja "stripattavuus"ominaisuudet, joista on esimerkkejä kuvassa 14.

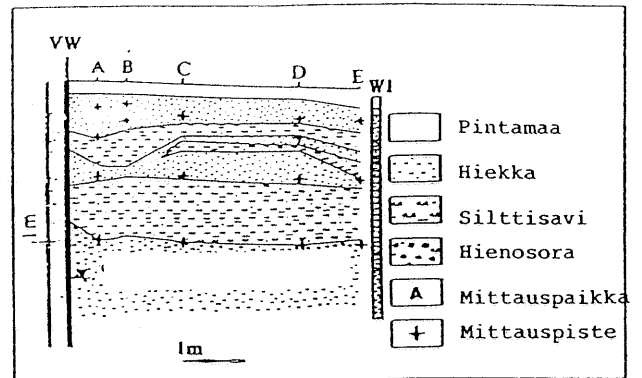


Kuva 14. Eräiden liuottimien stripattavuus adsorbtion funktiona (Beecher 1987).

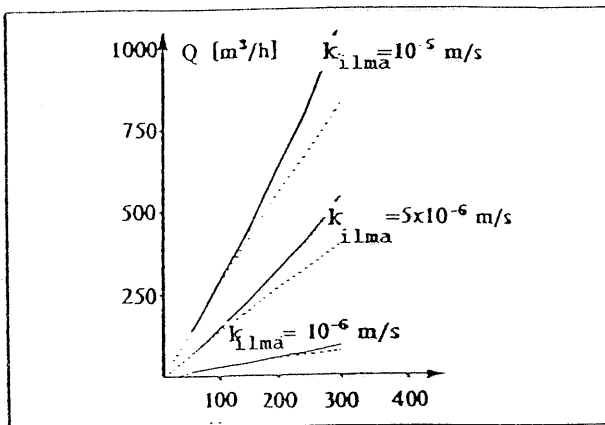
Ilman virtauksia kyllästymättömässä maaperässä in situ-käsittelyssä on selvitetty saksalaisessa tutkimuksessa (Croise ym. 1990). Tutkimuksessa käytetyn imukaivon rakenne esitetään kuvassa 15. Alipainepumpun teho oli 4 kW ja ilmanvirtaus 214 m³/h sekä suurin alipaine 437 mbar. Ilmanvirtauksen riippuvuus alipaineesta on esitetty kuvassa 16 ja painejakaumakaavioita sekä maaperän rakenne kuvissa 17–20.



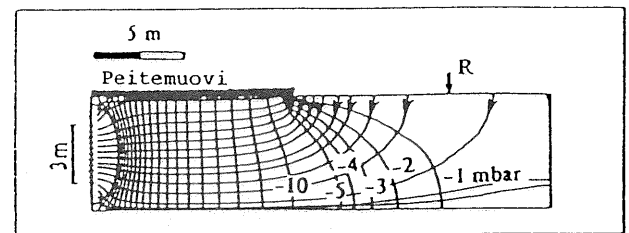
Kuva 15. Liuottimen poistoon käytetyn imukaivon rakenne (Croise' et al 1990).



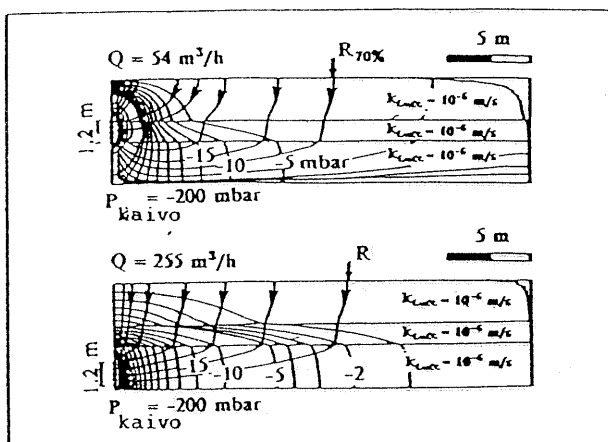
Kuva 16. Kunnostuskohteen geologinen rakenne (Croise' et al 1990).



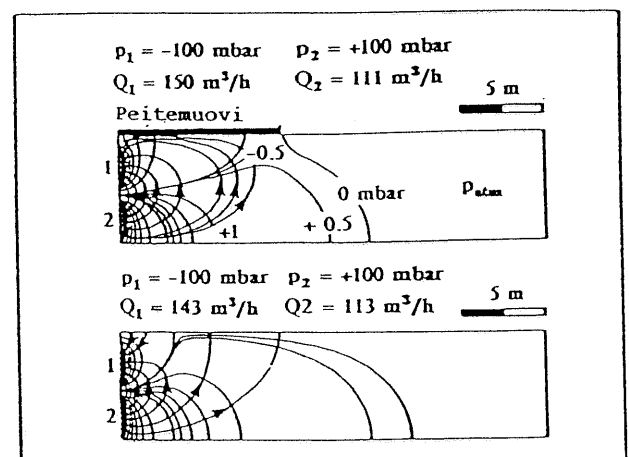
Kuva 17. Tilavuusvirran riippuvuus alipaineesta (Croise' et al 1990)



Kuva 18. Paineen jakautuminen imukaivon peitettyssä maassa kunnostuskohteessa (Croise' et al 1990).



Kuva 19. Paineen jakautuminen suodatusmerkeissä:
– huonosti läpäisevän kerroksen sisällä
– huonosti läpäisevän kerroksen alapuolelle (Croise' et al 1990).



Kuva 20. Paineenjakauminen, kun samalla syötetään paineilmaa peitettyyn ja peittämättömään maahan (Croise' et al 1990).

Ilman virtaukseen perustuvat menetelmät soveltuvat vedellä kyllästymättömien maakerrosten liuotinsaasteiden käsittelyyn. Maaperän rakenne vaikuttaa ilmavirtausten kulkuun, esim. lohkarreet aiheuttavat oikovirtauksia ja tiiviimmät maakerrokset ohjaavat ilmavirran niiden ohitse, jolloin niiden ylä- ja alapinnalle jää tuulettamattomia alueita. Mikäli pohjavesi on yli 10 m:n syvyydessä ja saastunut alue ulottuu pohjaveteen ovat ilmavirtauksiin perustuvat menetelmät käytännössä ainoa keino poistaa haihtuvia saasteita. Näillä menetelmillä voidaan poistaa hyvin mm. trikloorietyleeniä, 1,1,1-trikloorietaania, metyleenikloridia, tetrakloorietyleeniä, benseeniä, tolueenia, etyylibenseeniä ja ksyleeniä eli aineita joiden Henry'n lain vakio on suurempi kuin 0,01 tai höyrynpaine yli 3,2 kP (Hutzler ym. 1990).

5.2 Käsittely maaperän sisällä (in situ)

5.2.1 Alipainekäsittely

Alipainekäsittelyllä tarkoitetaan haihtuvien liuottimien poistoa vedellä kyllästymättömästä maasta tai aivan pohjaveden pinnasta alipaineen avulla. Menetelmä soveltuu huokoiselle maaperälle ja sitä on edullisinta käyttää kun haitta-aineet ovat syvällä maaperässä. Joissakin tapauksissa se voi kuitenkin olla kilpailukykyinen vaikka haitta-aineet ovat alle 3 m syvyydessä maan pinnasta (EPA 1992). Menetelmän etuna on lisäksi se, että sen avulla luodaan maaperässä ilmastumisen avulla biologiselle toiminnalle edullisia olosuhteita.

Alipainekäsittelyn kuten pääasiassa muidenkin in-situ menetelmien käyttöön soveltuvat alueet, joilla (Spuij ym.1993):

- on pääasiassa vain yhtä haitta-ainetta
- haitta-aineen määrä maaperässä on merkittävä
- haitta-aine on biologisesti hajoava
- haitta-aine on uutuva tai haihtuva
- maaperän läpäisevyys on riittävä
- maaperässä ei ole käsittelyä haittaavia savi tai turvekerrostumia
- haitta-aine on imeytynyt ei esim. haudattu maaperään
- pohjaveden pinta on alhaalla

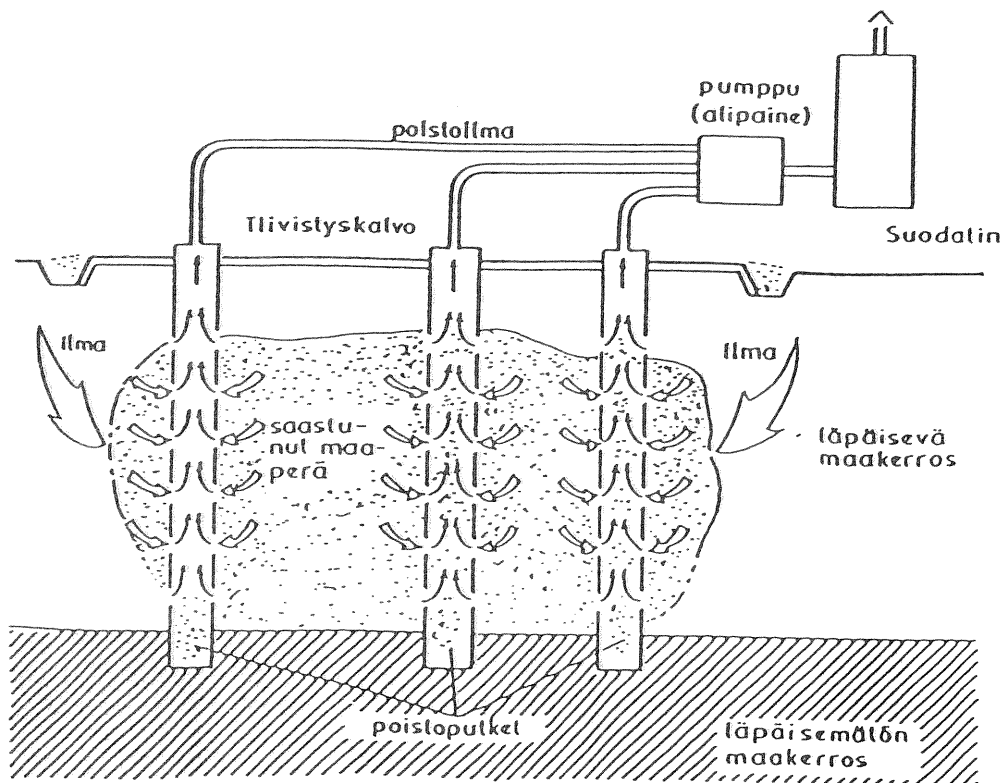
Alipainekäsittelyssä maaperään asennetaan imuputkistot tai imukaivot ja maa-alue peitetään ilmatiiviisti muovikalvolla ohivirtausten estämiseksi. Imuputket tai -kaivot yhdistetään alipainepumppuun. Syntyvä alipaineen aiheuttama ilmavirtaus johtaa puhdasta ilmaa saastuneen maakerroksen läpi, jolloin maaperässä oleva höyrystyvä liuotin poistuu alipainepumpun läpi, yleensä jatkokäsittelyyn (kondensointiin, biosuodattimeen, aktiivihiilisuodattimeen, uuttoon, polttoon jne). Menetelmän periaate on esitetty kuvassa 21.

Imupisteiden rakenne ja määrä riippuu maaperän rakenteesta ja sen kaasunläpäisevyydestä, veden määrästä, pohjaveden korkeudesta ja tarvittavista ilmamääristä. Tilavuusvirran ollessa alle 200 m³/h voidaan käyttää uppovasarakalustolla tehtyjä 4"-10" porausreikään asennettua 2" suodatinputkea. Putki tulisi ympäröidä soralla tai sen ympärille tulisi vesihuuhTELulla tehdä ns. "sorapesä". Ilmamäärän kasvaessa voidaan käyttää suurempaa imukaivoa tai useampaa imuputkea, joka on usein huomattavasti parempi ratkaisu laaja-alaisilla saastuneilla

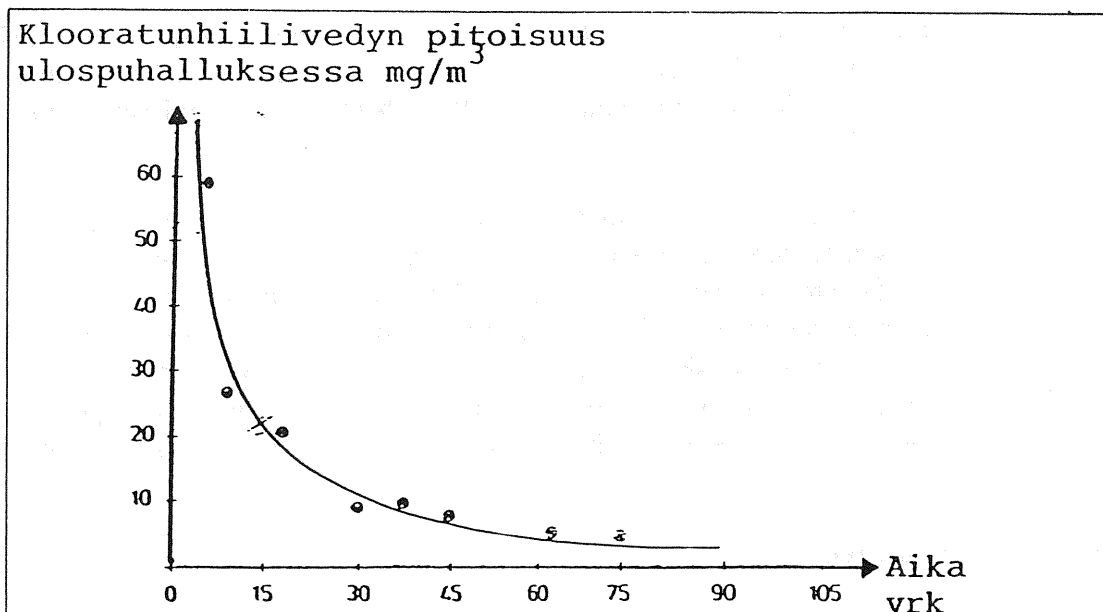
alueilla. Imuputkien mitoitukseen vaikuttaa myös ilmavirran nopeus imupisteen läheisyydessä sekä maaperän ilmanläpäisevyys. Jos saastunut alue tai pohjaveden pinta on alle 5 m:n syvyydessä, niin imuputkisto on käytännöllistä asentaa vaakasuoraan. USA:ssa on alipainemenetelmällä puhdistettu hyvällä tuloksella myös savisia ja silttisiä maa-alueita (Hutzer ym. 1990).

Ilmavirran mukanaan tuoman veden ja pölyn poisto suoritetaan ennen pumppua suodattimella tai syklonilla. Pohjaveden pinnan nousun ehkäisemiseksi on usein syytä suorittaa suojapumppauksia. Ilman pumppauksessa käytetään ventilaattoreita, keskipakopumppuja ja alipainepumppuja. Ne eroavat toisistaan saavutetun alipaineen, ilmanvirtausmäärien ja energiankulutuksen suhteen (Jelsch 1990).

- Ilmastuksessa käytetyt ventilaattorit tulevat kyseeseen hyvin läpäisevillä mailla, kun alipaineen tarve on vähäinen. Näin saadaan pienellä teholla suuria ilman tilavuusvirtauksia.
- Keskipakopumppuilla saavutetaan noin 250 mbar alipaine. Mitoituksessa on huomioitava maaperän mahdollinen läpäisykyvyn paraneminen maan kosteuspitoisuuden laskiessa käsittelyn aikana. Ilmamäärän laskiessa on varauduttava kaasun jäähtymykseen, mikäli jatkokäsittely, esim. aktiivihiiisuodatus sitä vaatii tai mikäli lämpötilan nousun aiheuttamaa kaasun tilavuuden kasvua halutaan pienentää.
- Tyhjiöpumppuilla saavutetaan jopa 980 mbar:n alipaine, vaikka näin suurta alipainetta ei yleensä käytetä. Alipainepumppua käytettäessä on kaasu yleensä aina jäähdytettävä ennen jatkokäsittelyä. Maan läpäisevyyden parantuaessa on usein siirryttävä käyttämään taloudellisempaa keskipakopumppua.



Kuva 21. Alipainekäsittely (Franzius ym. 1988).



Kuva 22. Liuotinpitoisuuden lasku maaperän huokoskaasussa alipainekäsittelyllä (Franzius ym. 1988).

Saksassa suoritetuissa tutkimuksissa havaittiin että 1000 m^2 maata oli saastunut hiilivedyillä n. 3 m syvyyteen. Alueesta oli n. 500 m^2 pahoin saastunut myös klooratuilla hiilivedyillä (trikloorietyleeni, tetrakloorietyleeni). Maaperä oli vedellä kyllästymätöntä hienoa hiekkaa 2–3 m:n syvyyteen, jonka alla oli saastumaton kalkkipitoinen savi.

Klooratut hiilivedyt poistettiin maaperästä alipainemenetelmällä, koska liuottimet olivat suuren haihtuvuutensa (alhainen kiehumispiste) vuoksi poistettavissa maaperän kaasufaasista. Ilma puhdistettiin aktiivihiiisuodatuksella. Käsittelyn aikana maaperän kloorattujen hiilivetyjen pitoisuus laski 175 mg/kg :sta tasolle 1 mg/kg . Imetyn ilman liuotinpitoisuus laski kuvan 22 mukaisesti.

5.2.2 Paineilmakäsittely

Maaperän ja pohjaveden alipainekäsittelyä on usein tehostettava johtamalla maaperään ilmaa joko passiivisesti poratuista rei'istä tai aktiivisesti paineilmaa tai muuta kaasua.

Ilmastuksen tai typetyksen tarkoituksena on poistaa helposti haihtuvat liuottimet vedellä kyllästymättömästä maaperästä nopeasti ja pysyvästi painetta käyttäen. Typetys on ainoa hyväksyttävä keino silloin kun kyseessä on palava neste, jonka höyryfaasi sisältää tai saattaa sisältää alemman räjähdysrajan ylittäviä pitoisuuksia.

Paineilmakäsittely ei ole yleensä suositeltava menetelmä ilman alipainekäsittelyä, sillä sen puuttuessa liuotinpitoinen ilma johdetaan ympäristöön. Jos menetelmää käytetään,

niin mittauksin tulisi seurata, ettei ylitetä aineen enimmäispitoisuussuosituksia ilmassa tai työhygieenisia normeja. Liuotinhöyryn leviäminen ja kulkeutuminen ilmavirtausten mukana tulee selvittää ennakolta, ettei aiheuteta vaaraa tai haittaa myöskään naapurustolle.

Paineilma tai typpi johdetaan tarvittaessa lämmitettynä ilmastusputkien kautta saastuneeseen maaperään (kuva 23). Kun kyseessä on palavan liuottimen poisto, niin ilmastusreikien tekoa on harkittava huolellisesti räjähdysvaaran ja siitä mahdollisesti aiheutuvien huomattavasti suurempien vahinkojen välttämiseksi (ks. liite 1.). Yhdistämällä paineilmakäsittelyyn alipainekäsittelyä vastaava imujärjestely ilmavirtausta voidaan ohjata tarkemmin, jolloin maan puhdistuminen nopeutuu, liuotinhöyryt saadaan jatkokäsittelyyn ja samalla liuottimien höyrystymistä helpotetaan.

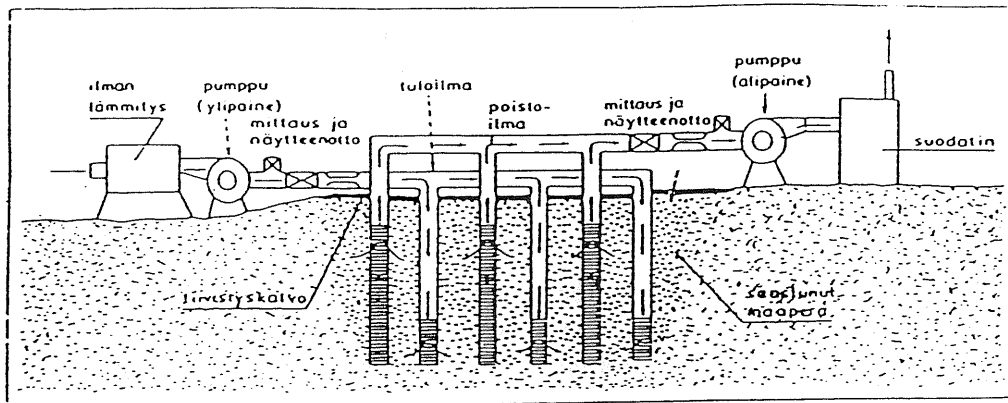
5.2.3 Höyrykäsittely

Höyrykäsittely on terminen in situ-käsittelymenetelmä, jolla poistetaan haihtuvia liuottimia (kp n. 40–280°C) tehokkaasti maasta. Se soveltuu huonommin haihtuvien yhdisteiden käsittelyyn kuin pelkkä alipaine tai paineilmakäsittely. Höyryn lämpötila on n. 130–160°C ja paine 2,5–6 bar. Käsittelyä voidaan tehostaa käyttämällä tulistettua höyryä. Menetelmä soveltuu parhaiten huokoisten maiden puhdistukseen. Höyry johdetaan maahan esimerkiksi suodatinputkien kautta ja imetään alipaineen avulla imukaivoista. Maa tulee peittää muovikalvolla höyryn- ja ilman oikovirtausten estämiseksi. Höyry lauhdutetaan ja liuotin erotetaan vedestä öljynerottimella. Höyrynpaine ei saa olla niin suuri, että se rikkoisi maan rakennetta. Alussa höyry lauhtuu ja tiivistyy vedeksi kylmän maan ansiosta (50–100 kg/m³ maata) mutta maan lämmentyessä käsittelyrintama etenee imukaivoihin päin. Maa puhdistuu käsittelyrintaman alkupäässä. Maahan tiivistynyt vesi on yleensä poistettava ja käsiteltävä erikseen. Höyryn kulkusuunta voi olla joko vaaka- tai pystysuora. Pystysuorassa virtauksessa höyry kerätään alipainekuvun avulla talteen. Alipaineen (n. 50 %) käyttö tehostaa menetelmää.

Menetelmän käytön vaatimukset ovat vastaavat kuin paineilmakäsittelyssä (5.2.2). Höyrystrippausta on käytetty kokeissa mm. bentseenin, tolueenin ja ksyleenin poistossa maasta ja reduktio on vaihdellut välillä 20–99,9 %, naftaleenilla 60–99,9 % ja monirenkaisilla aromaateilla 25–97 % sekä fenolilla 20–80 %. Paras puhdistustulos saavutettiin hiekassa. Menetelmän etuna on, että liuottimet on helppo lauhduttaa niin ettei tapahdu emissiota ilmaan. Menetelmän kustannukset ovat olleet n. 150–400 mk/m³ käsiteltyä maakuutiota kohden (Jeltsch 1990).

5.2.4 Uutto

Maaperän sisältämiä liuottimia voidaan poistaa uuttamalla niitä veteen tai luottimeen. Käsittely suoritetaan yleensä imeyttämällä uuttoneste pohjavesiputkien avulla maaperään ja poistamalla se pohjavesipumppauksien avulla maaperästä. Liuottimien uuttamista veteen voidaan tehostaa pinta-aktiivisilla aineilla. Käsittely edellyttää pohjaveden tehokasta käsittelyä ennen sen johtamista takaisin maaperään. Liuottimien uutto maaperästä muiden liuottimien avulla on kuitenkin yleensä epätarkoituksenmukaista kustannus ja ympäristönsuojelullisista syistä.



Kuva 23. Yhdistetty paineilma- ja alipainekäsittely (Jeltsch 1990).

Aineiden vesiliukoisuus luokitellaan seuraavasti (Ylä-Mononen 1992):

- aine on veteen hyvin liukeneva, jos $S > 1000$ mg/l
- aine on veteen liukeneva, jos S on 10–1000 mg/l
- aine on veteen vähän liukeneva, jos S on 0.1–10 mg/l
- aine veteen hyvin niukasti liukeneva, jos S on < 0.1 mg/l

Useat yleisesti käytetyt liuottimet ovat edellä mainitun luokituksen mukaan veteen liukenevia ja jopa veteen hyvin liukenevia (Nyer ym. 1993).

Menetelmä soveltuu parhaiten käytettäväksi tapauksissa, joissa maaperään on päässyt vain yhtä tai muutamia hyvin veteen liukenevia liuottimia, jotka voidaan helposti poistaa vedestä (Simis 1990). Menetelmä soveltuu toisaalta huonosti käytettäväksi mikäli alueen maaperä on huonosti vettä läpäisevää, heterogeenista ja sisältää runsaasti hienoaainesta ja orgaanista ainesta (savi, siltti, hienoaainespitoinen moreeni ja turve). Lisäksi uutto voidaan käyttää ainostaan sellaisissa kohteissa, joiden hydrogeologiset olosuhteet tunnetaan riittävän hyvin, jolloin voidaan olla vakuuttuneita siitä, että uuttonesteet voidaan kerätä talteen. Siksi menetelmä ei yleensä sovellu käytettäväksi monimutkaisissa harjuolosuhteissa.

5.3 Maanpäällinen käsittely (on site- ja off site-käsittely)

5.3.1 Maaperän pesu

Liuottimilla saastuneita maamassoja voidaan käsitellä pesemällä uuttoon vastaavalla tavalla on tai off site menetelmillä, tarkoitusta varten rakennetuissa laitoksissa. Käsittelyn rajoitukset ovat pääasiassa vastaavia kuin maaperässä tapahtuvassa uutossa. Sen etuna verrattuna in situ uuttoon on, että prosessi voidaan hallita paremmin. Siksi sitä käytettäessä ei aiheuteta pohjavesien pilaantumisriskiä käsittelyalueen ulkopuolella. Käsittelyyn voidaan helpommin käyttää myös liuottimia.

Maaperän pesu edellyttää lähes aina suotovesien käsittelyä. Tässä työssä tarkastellaan seuraavissa kappaleissa liuottimien poistoa pesuliuoksista vastaavalla tavalla kuin pohjavesistä.

5.3.2 Ilmastrippaus

Liuottimien likaamien pohjavesien ja maaperän suotovesien käsittely ilmastrippauksella on yleisesti käytetty menetelmä, joka soveltuu hyvin haihtuville liuottimille. Käsittelyssä muodostuva liuotinpitoinen ilma on kuitenkin jälkikäsiteltävä esim. aktiivihiili- tai biosuotimessa. Strippaustorni on yleensä tätekappaleilla täytetty stripperi, jossa vesi syötetään hajottimen kautta sen yläosaan ja ilma alaosaan. Tyypillinen kaavio ilmastrippauksesta on esitetty kuvassa 23. Käsiteltävän pohjaveden syöttönopeus on yleensä n. $100 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ja ilma/vesisuhde $5\text{--}20 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (Ministerium für.. 1985). Käsittelyn suunnittelussa on huomioitava käsiteltävä määrä, stripperin korkeus ja halkaisija, tätekappaleiden koko ja muoto, ilman ja veden suhde, liuottimen vesiliukoisuus ja stripattavuus (kuva 14) sekä paineen lasku stripperissä.

Ongelman pohjavesien ilmastrippauksessa voi aiheuttaa veden kovuus, bakteerikasvu, jotkut ei haitalliset yhdisteet sekä ennenkaikkea rauta, jotka voivat muodostaa hapettuessaan laitteiston tukkivia sakkoja. Siksi puhdistettava vesi on usein käsiteltävä ennen on site-laitteistoja lasketuttamalla sekä hiekkasuodattimella raudan, mangaanin ja muiden metallien saostamiseksi sekä kiintoaineksen erottamiseksi (Nyer ja Montgomery 1993).

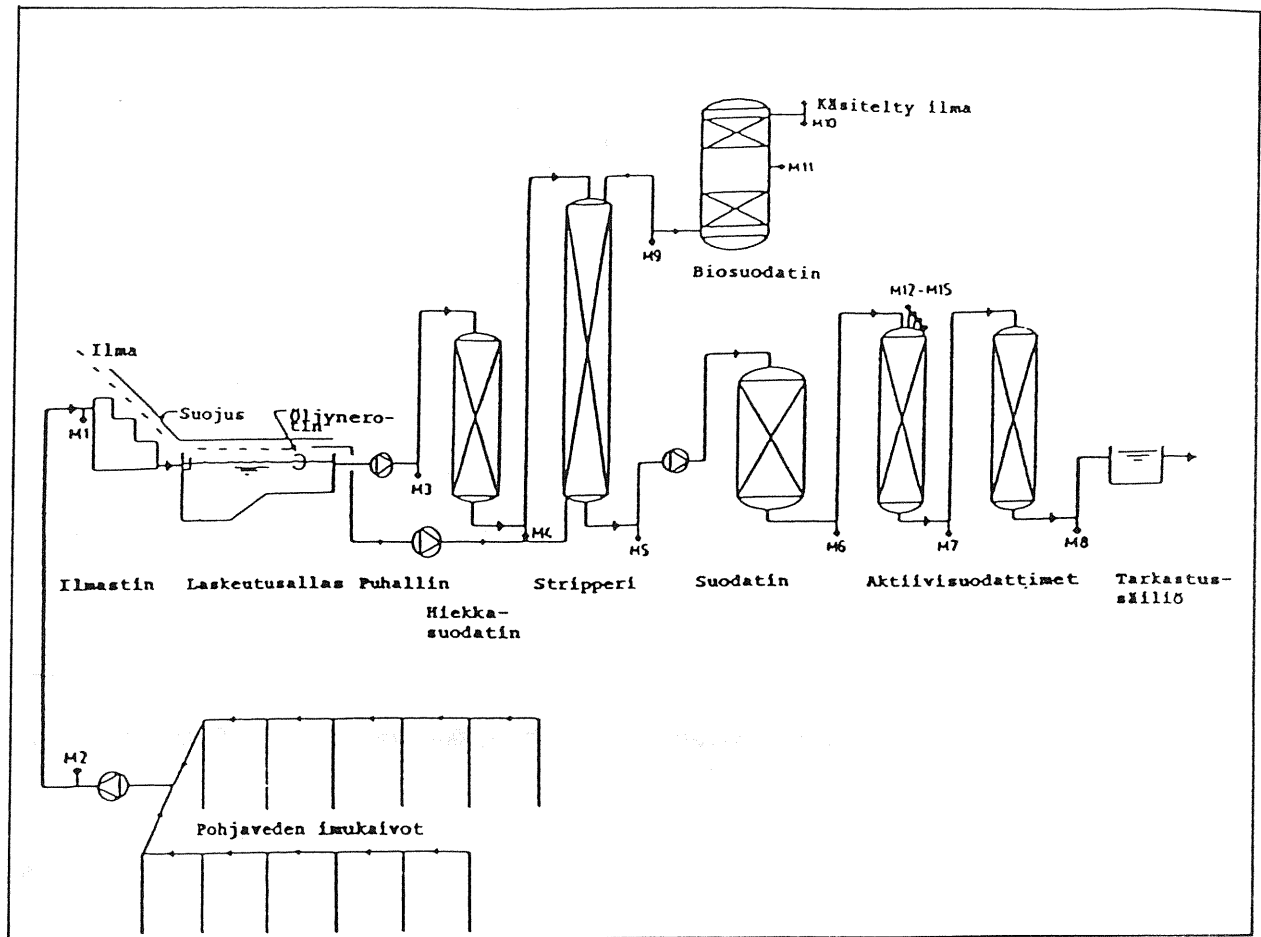
Stripattu ilma on jälkikäsiteltävä vielä muilla menetelmillä. Käsitelty vesi on jälkipuhdistettava yleensä aktiivihiilellä riittävän puhdistustuloksen aikaansaamiseksi, sillä reduktio pelkällä stripperillä on yleensä 80–95 % (Street ym. 1989).

Erään hollantilaisen kaasutehtaan maaperää puhdistettiin käyttäen mm. pohjaveden käsittelyä, jossa haihtuvia liuottimia poistettiin ilmastrippauksella (Wolf ym. 1988). Saastunut pohjavesi sisälsi seuraavat epäpuhtaudet:

- haihtuvia aromaattisia hiilivetyjä (enintään 11 mg/l)
- polysyklisiä aromaattisia hiilivetyjä (enintään 3 mg/l)
- naftaleenia (enintään 1,1 mg/l)
- polttoöljyä (enintään 16 mg/l)
- pieniä määriä fenolia ja syanidiyhdisteitä.

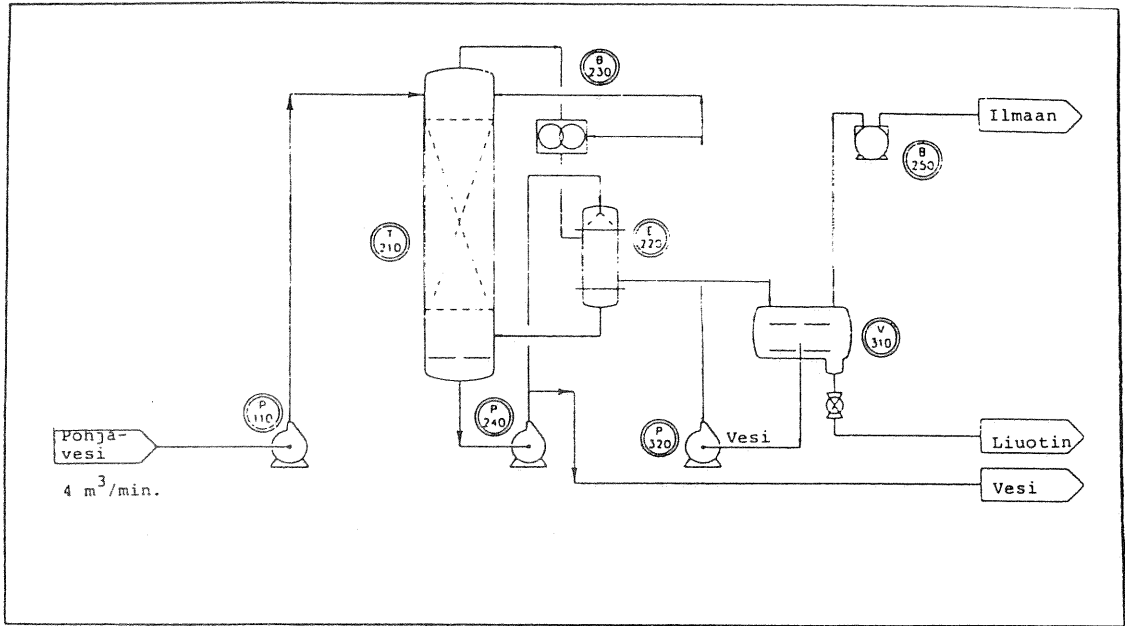
Laitteisto (kuva 24) oli suunniteltu käsittelemään $25 \text{ m}^3/\text{h}$ pohjavettä. Sen käsittelyn tehokkuus on seuraavassa luettelossa:

- rauta poistui 99 %:sti ilmastimessa ja hiekkasuodattimessa (pH 6,5)
- haihtuvat liuottimet poistuivat 95 %:sti stripperissä ja hajotettiin biosuodattimessa
- vapaat ja emulgoituneet öljyt ja polysykliset aromaattit poistuivat 80 %:sti. Suodatin toimi aktiivihiilisuodattimien esikäsitteilynä, joka alensi aktiivihiilikustannuksia
- fenolit ja syanidit poistuivat hyvin. Jos niiden määrä olisi ollut suuri, olisivat ne vaatineet oman käsittelynsä.

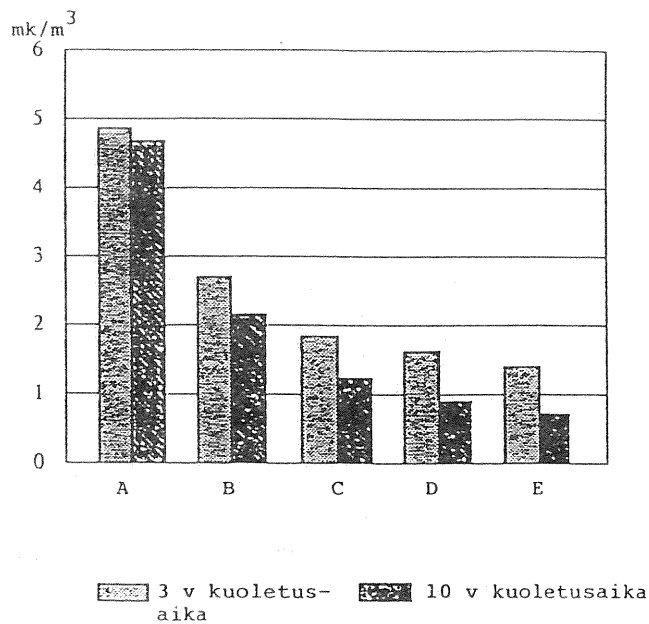


Kuva 24. Kemikaalien saastuttaman pohjaveden käsittelylaitteisto (Wolf ym. 1988).

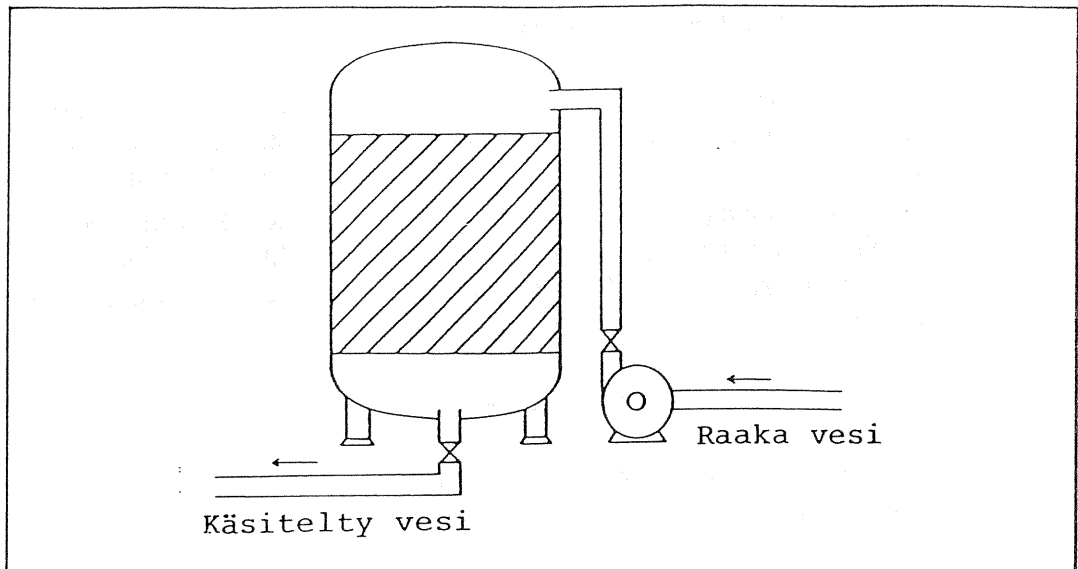
Ilmastrippaukseen on USA:ssa kehitetty alipaineeseen perustuva menetelmä Aqua Detox (Street ym 1989, kuva 25). Tavanomaisissa strippauslaitteistoissa tarvitaan yleensä ilman ja veden jälkikäsitteily, mutta käytettäessä alipaineistettua laitteistoa ne ovat tarpeettomia. Laitteistossa voidaan käyttää kantokaasuna ilmaa tai höyryä, joihin liuotin siirtyy vesifaasista, joten kyseessä ei ole puhdas ilmastripper vaan sen ja höyrystripperin yhdistelmä. Erotettu liuotin kondensoidaan suihkulauhduttimessa. Laitteistolla voidaan käsitellä liuottimia, joiden kiehumispiste on 200°C. USA:ssa on laitteistolla puhdistettu useilla kymmenillä eri liuottimilla saastuneita pohjavesiä. Puhdistustulos on ollut hyvä, siten että jäännöspitoisuudet ovat olleet muutamia ppm:ä eli vesi on ollut lähes juomavedeksi sopivaa. Käsitelyn kokonaiskustannuksia eri menetelmillä on verrattu kuvassa 26.



Kuva 25. Saastuneen pohjaveden ilmastrippauskäsittelyyn Aqua Detox-menetelmä täydellä alipaineella (Street ym. 1989)



Kuva 26. Liuottimien saastuttaman pohjaveden käsittelyn kokonaiskustannukset mk/m^3 (Street ym. 1989). A = Käsittely aktiivihiililaitteistossa, jossa on regenerointi. B = Käsittely normaalilla ilmastripperillä 95 %:sesti ja puhdistamalla vesi ja ilma aktiivihiilellä. C = Käsittely Aqua Detox ilmamenetelmällä vaadittuun veden puhtauteen, jolloin vain ilma on puhdistettu aktiivihiilellä. D = Käsittely Aqua Detox matala-alipainemenetelmällä vaadittuun veden puhtauteen. E = Käsittely Aqua Detox täysvaakuumimenetelmällä vaadittuun veden puhtauteen ilman aktiivihiiltä.



Kuva 27. Pohjaveden käsittelyssä käytettävä aktiivihiilisuodatin.

5.3.3 Aktiivihiilisuodatus

Aktiivihiilisuodatuksessa haitalliset aineet sitoutuvat hiilen pinnoille, joiden pinta-ala saattaa olla jopa $1400 \text{ m}^2/\text{g}$. Suoritetujen kokeiden perusteella aktiivihiili pystyy sitomaan 5–20% painostaan orgaanisia yhdisteitä (Ettala 1992, Nyer 1993). Sitä on käytetty jo kauan useissa erilaisissa puhdistusprosesseissa. Aktiivihiili on käyttökelpoinen myös liuottimien saastuttaman pohjaveden puhdistuksessa. Suodatin on yksinkertainen rakenteeltaan (kuva 27) ja regeneroitavuudeltaan (höyryelvytys), mikäli epäpuhtaudet ovat haihtuvia liuottimia (kiehumispiste n. 250°C). Aktiivihiilen käyttö edellyttää regenerointia tai muuta asianmukaista suodattimen hävittämistä, jotta siihen sitoutuneet haitalliset aineet eivät pääsisi kulkeutumaan ympäristöön.

Käytännössä maasta pumpattava vesi sisältää usein myös muita epäpuhtauksia kuten maaperän hienoaainesta, öljytuotteita, muita raskaita hiilivetyjä, rautaa ja muita metalleja jne., jotka vaikeuttavat ja monimutkaistavat käsittelyä ja regenerointia. Regenerointi voidaan suorittaa paitsi höyryttämällä myös hehkuttamalla korkealla kiehuvat öljymäiset yhdisteet pois hapettomassa uunissa. Metallien likaamaa aktiivihiiltä ei voi regeneroida, koska se kyllästyy metalleilla.

Suodattimia voi olla käytössä useita joko rinnan tai sarjassa. Haluttaessa suuria tilavuusvirtoja käytetään suodattimia rinnan. Mikäli kyseessä on vaikeasti adsorboitavia liuottimia, suodattimia käytetään sarjassa. Jos pohjavesi on hyvin saastunutta, on usein taloudellisinta käyttää suodattimia sarjassa siten, että ensimmäisenä on kyllästynyt suodatin ja viimeisenä puhdas. Kyllästynyt suodatin kykenee poistamaan vielä osan suurina pitoisuuksina esiintyvistä liuottimista, sillä liuotinpitoisuuden laskiessa laskee myös aktiivihiilisuodattimen adsorbointikyky. Näin saadaan vähennettyä aktiivihiilisuodattimien regenerointitarvetta huomattavasti.

Eri liuottimien adsorboitumiskyky on erilainen (kuva 14). Adsorboitavuuteen vaikuttavat myös eri aktiivihiililaatujen erilaiset ominaisuudet sekä granulaattien koko ja muoto. Ennen hiilen valintaa niitä tulisi testata laboratorio-olosuhteissa ja valita niistä edullisin. Sarjasuodatuksessa voidaan käyttää tarvittaessa eri laatuja, yleensä kuitenkin vain kahta erilaista.

Aktiivihiihli-suodattimia on saatavissa 200 l:n tynnyriin pakattuna ja tulo- ja meno-yhteillä varustettuna lähinnä kertakäyttöisinä laitteistoina.

Aktiivihiihlikäsittelystä on hyvä esimerkki Rein-Neckar'in alueen pohjaveden puhdistuksessa käytetyt laitteet (Bächle 1990). Tällä ja Mannheimin alueen vedenottamojen pohjavedessä havaittiin vuoden 1979 lopussa kloorattuja hiilivetyjä, kuten cis-1,2-dikloorietyleeniä (cis-1,2 - C₂H₂Cl₂), trikloori- ja tetrakloorietyleeniä (C₂HCl₃, C₂Cl₄) ja vähäisin määrin 1,1,1 trikloorietaania (1,1,1-C₂H₃Cl₃), kloroformia (CHCl₃) sekä hiilitetraklooria (CCl₄). Toisaalla pohjavesipumppaamossa esiintyi cis-1,2 diklooriet-aani pääepäpuhtautena, koska trikloori- ja tetrakloorietyleenit olivat hajonneet mikrobiologisesti cis-1,2-dikloorietaaniksi. Keskimääräiset pitoisuudet on esitetty taulukossa 5 ja saasteiden eteneminen pohjaveden mukana on esitetty kuvassa 28.

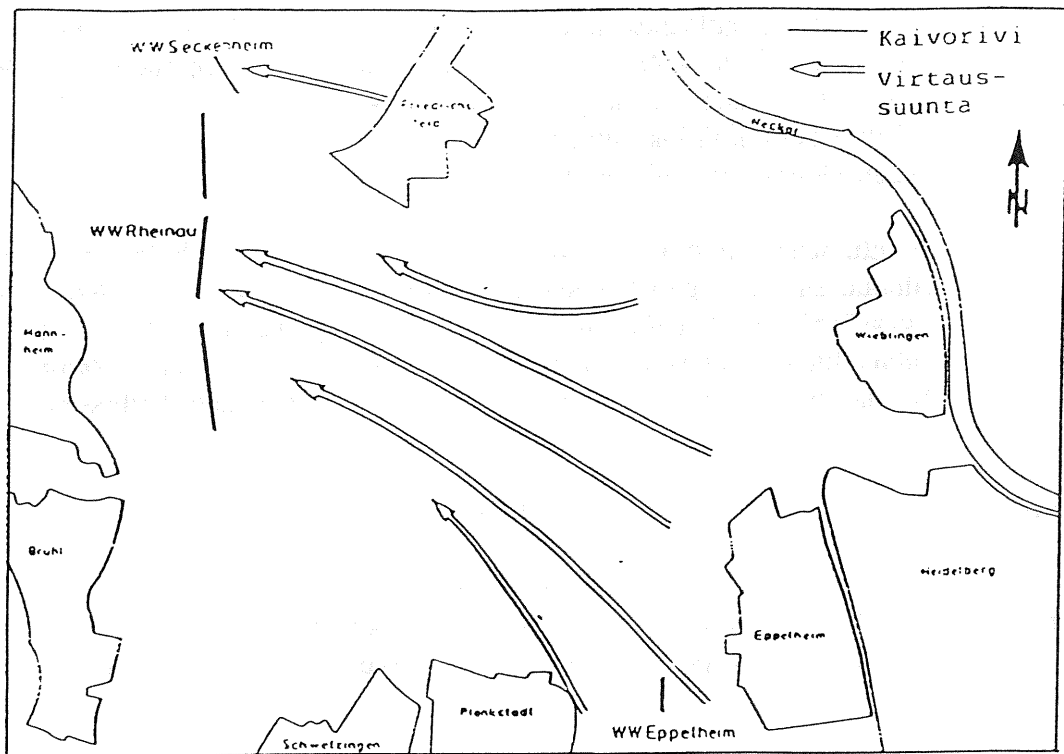
Taulukko 5. Keskimääräiset kloorattujen hiilivetyjen pitoisuudet eri aktiivihiihli-laitoksissa (Bächle 1990).

Laitos	C ₂ HCl ₃	C ₂ Cl ₄	1,1,1-C ₂ H ₃ Cl ₃	cis-1,2C ₂ H ₂ Cl ₂
WW Rheinau	30	12	2	1
WW Seckenheim	12	25	1	5
WW Eppenheim	350	1	1	210
Pohjaveden käsittely	30	1	1	120

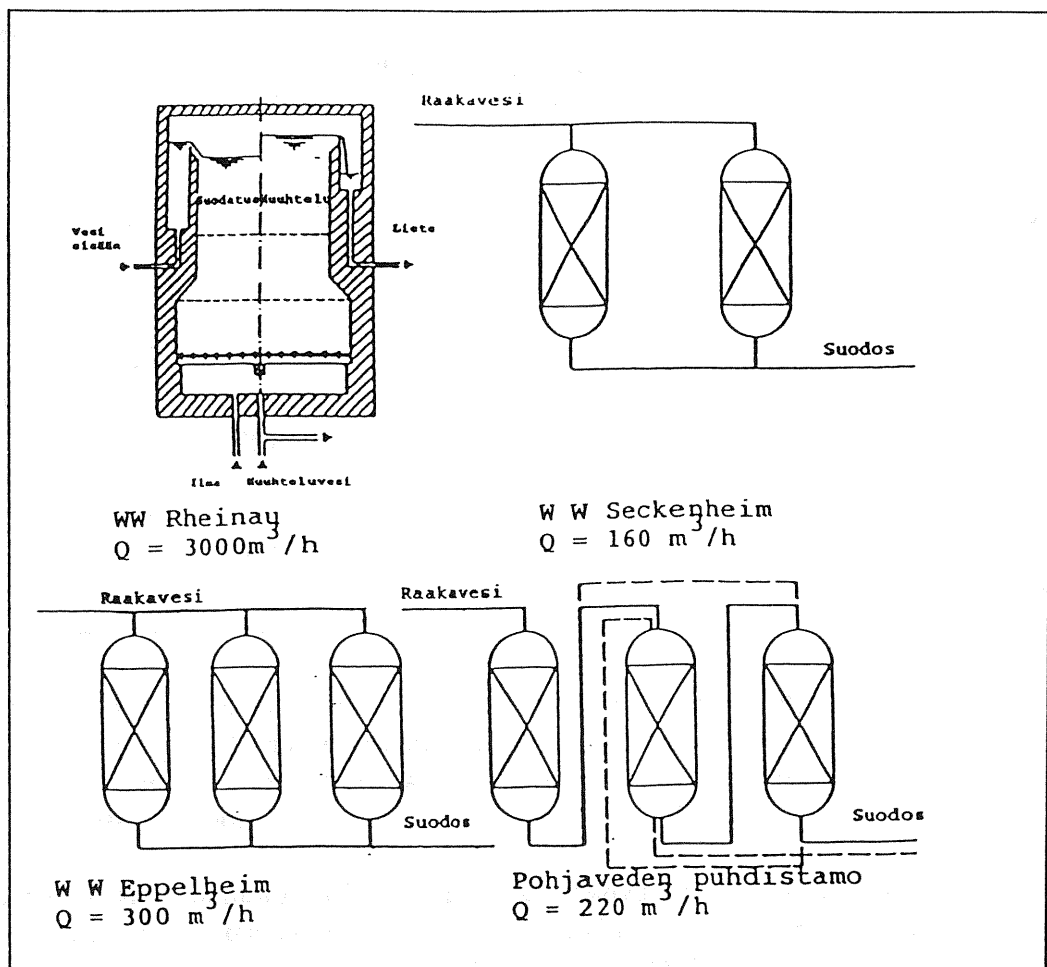
DOC = 0,8–1,2 mg/l; pitoisuudet mg/m³

Rheinau'n laitteisto muodostui kuudesta rinnakkaisesta betonikuorisesta suodattimesta (kuva 29), joiden alaosan pinta-ala on 40 ja yläosan 30,4 m² (WABAG-menetelmä). Aktiivihiihli-lavuus on yhtäsuuri ylä- ja alaosassa ja yhteensä 120 m³. Veden suodatusnopeus ylä- ja alaosassa on erilainen, joten myös niiden pidätyskyky on erilainen. Aktiivihiihlin poishuuhtelu on mahdollista molemmista suodattimen osista. Laitteisto on rakennettu siten, että yksittäinen suodatin koostuu kahdesta sarjassa olevasta suodattimesta. Suodatinta käytetään, kunnes suodoksen trikloorietyleenipitoisuus nousee tasolle 5 mg/m³, jolloin yläosassa oleva kyllästynyt aktiivihiihli regeneroidaan ja alaosan kyllästymätön aktiivihiihli välivarastoidaan säiliöön. Regeneroitu aktiivihiihli pannaan takaisin suodattimen alaosaan ja välivarastoitu aktiivihiihli suodattimen yläosaan. Näin hyödynnetään aktiivihiihlin pidätyskyky kokonaisuudessaan. Laitos on ollut käytössä maaliskuusta 1983 asti.

WW Seckenheim'in aktiivihiihli-laitteisto koostuu kahdesta sarjassa olevasta suodattimesta. Laitteisto on ollut käytössä maaliskuusta 1980 alkaen. WW Eppenheim'in laitteistossa on kolme rinnakkain olevaa suodatinta ja ne ovat olleet käytössä heinäkuusta 1981 (kuva 29).



Kuva 28. Kloorattujen hiilivetyjen eteneminen pohjavedessä (Bächle 1990).



Kuva 29. Aktiivihiililaitteistojen kaaviokuvat (Bächle 1990).

Pohjaveden puhdistukseen käytetty laitteisto otettiin käyttöön syyskuussa 1985 ja se koostui kahdesta kolmen sarjaan liitetystä suodatinlinjasta (kuva 29). Pohjavesi suodatettiin ensin raudan ja mangaanin poistamiseksi. Sarjaan liitetyt suodattimet valittiin aktiivihiilikapasiteetin hyvän hyödyntämistarpeen vuoksi. Näin suodatetun veden kloorattujen hiilivetyjen pitoisuudeksi saatiin alle 1 mg/m^3 .

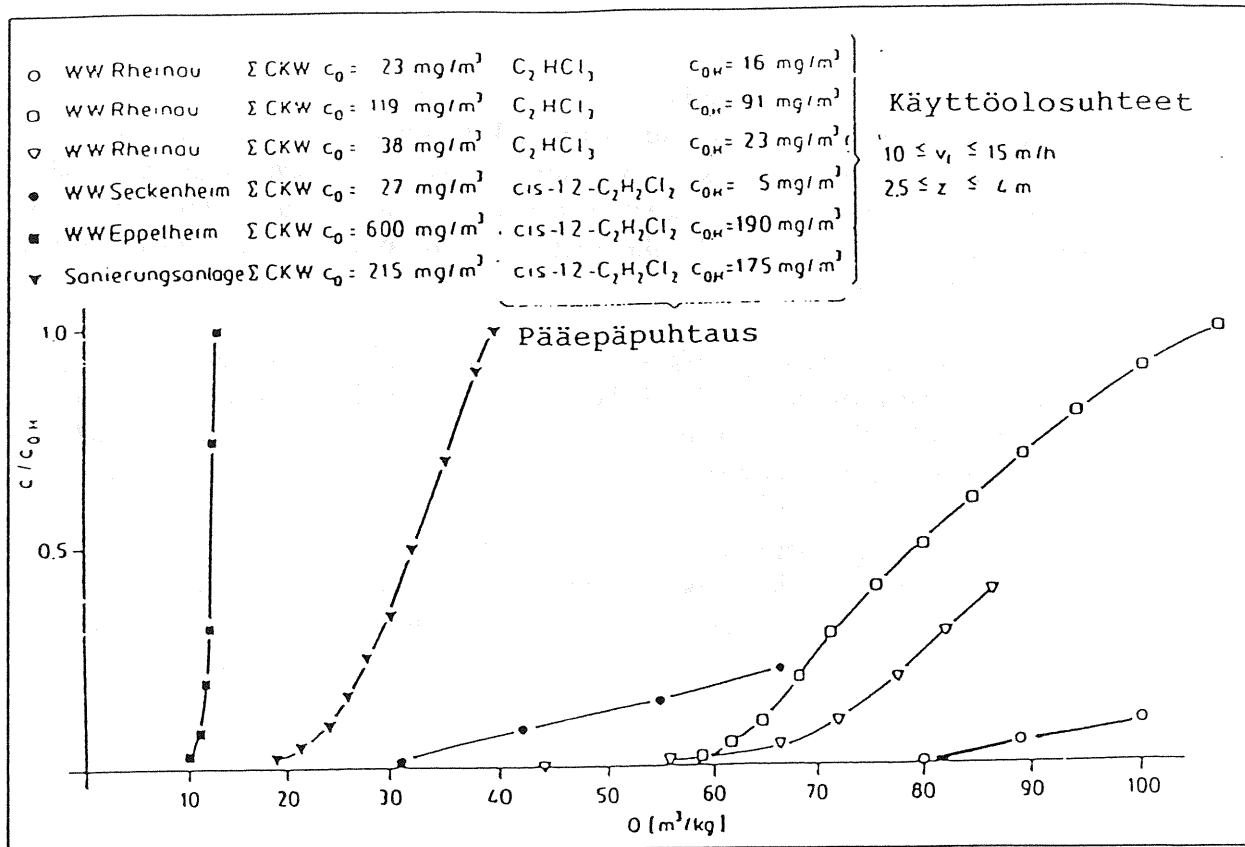
Haihtuvien kloorattujen hiilivetyjen adsorpoitavuus aktiivihiileen eri käyttöolosuhteissa riippuu suuresti epäpuhtauksien pitoisuudesta raakavedessä. Aktiivihiilien läpäisevyyskäyrä eri käyttöolosuhteissa on esitetty kuvassa 30. Yksittäisen aineen suhteellinen pitoisuus määrää sen läpäisevyyden ja syöttömäärän (m^3/kg). Suodattimien tilavuustiedot (aktiivihiilimäärät) on esitetty taulukossa 7.

Taulukko 6. Aktiivihiililaitteistojen tekniset tiedot (Bächle 1990).

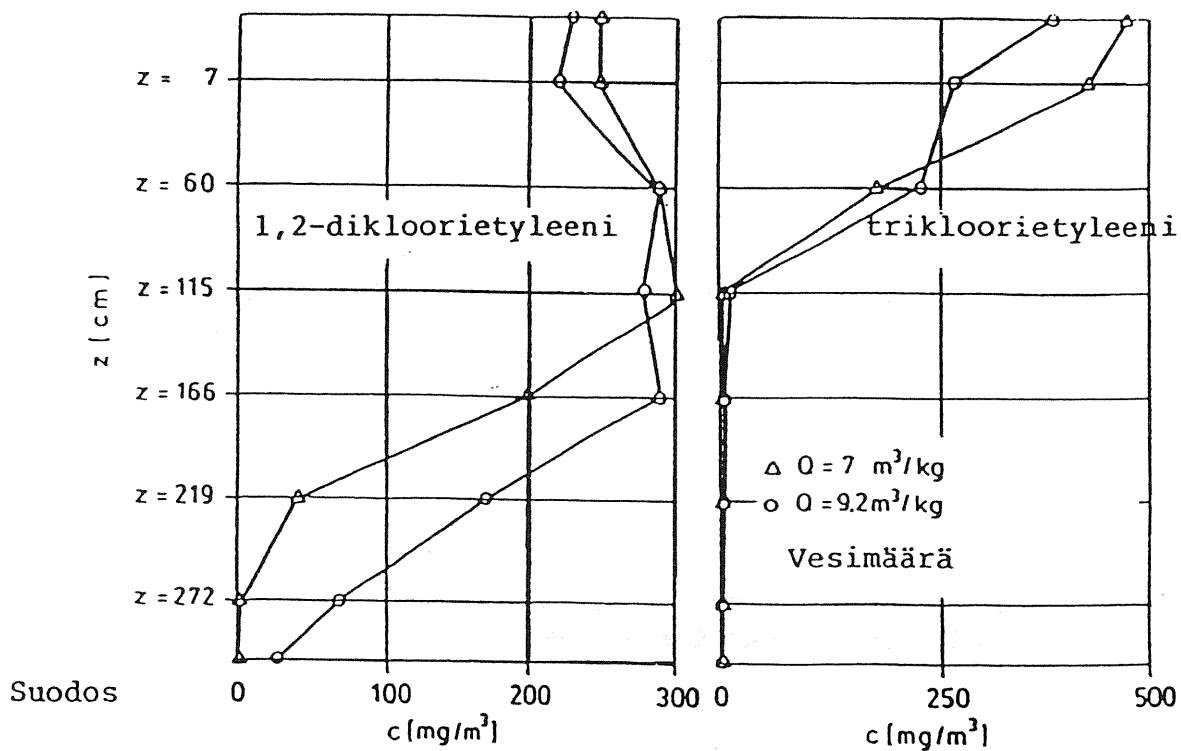
Laitos	Teho (m^3/h)	Suodatin- tyyppi	Suodatus- nopeus (m/h)	Aktiivihiili- tyyppi	Suodatin- korkeus (m)	Aktiivihiili- määrä per suodatin
WW Rhinai	3000	Betoni- suodatin $n = 6$	12 ylempi osa	Hydraffin 71 (suod. 1,3,5,6)	3,5	120 m^3 tai 40 800 kg (suod. 1,3,5,6)
			9 alempi osa	Filtrisorb 100 (suodatin 2,4)		120 m^3 tai 60 000 kg (suod. 2,4)
WW Seckenheim	160	Teräs- suodatin $n = 2$	15	Hydraffin 71	2,7	12,5 m^3 tai 4 250 kg
WW Eppelheim	300	Teräs- suodatin $n = 3$	5	Hydraffin 71	3,0	25 m^3 tai 8 500 kg
				Filtrisorb 100 (ab 1988)		25 m^3 tai 12 500 kg
Pohjaveden käsittely	220	Teräs- suodatin	12	Filtrisorb 100	4,0	39 m^3 tai 19 500 kg

Mikäli trikloori- ja tetrakloorietyleeniä esiintyy yhtäaikaan raakavedessä, huomattavasti huonommin adsorboituva trikloorietyleeni määrää läpäisypisteen. Mitä pienempi pitoisuus on, sitä loivempi läpäisykäyrä on. Mikäli raakavedessä on vielä huomattavasti huonommin adsorboituvaa cis-1,2-dikloorietyleeniä, se määrää läpäisevyyden, jopa pienissä pitoisuuksissa.

Trikloorietyleeni syrjäyttää huomattavasti huonommin adsorboitunutta cis-1,2-dikloorietyleeniä myös kyllästyneestä aktiivihiilestä. Trikloorietyleenin ja cis-1,2-dikloorietyleenin pitoisuuden muutos eri aktiivihiilisävyksissä esitetään kuvassa 31.



Kuva 30. Aktiivihiilisuodattimien läpäisykäyrän kulku eri käyttöolosuhteissa ja eri lajoksissa liuottimien saastuttaman pohjaveden käsittelyssä (Bächle 1990).

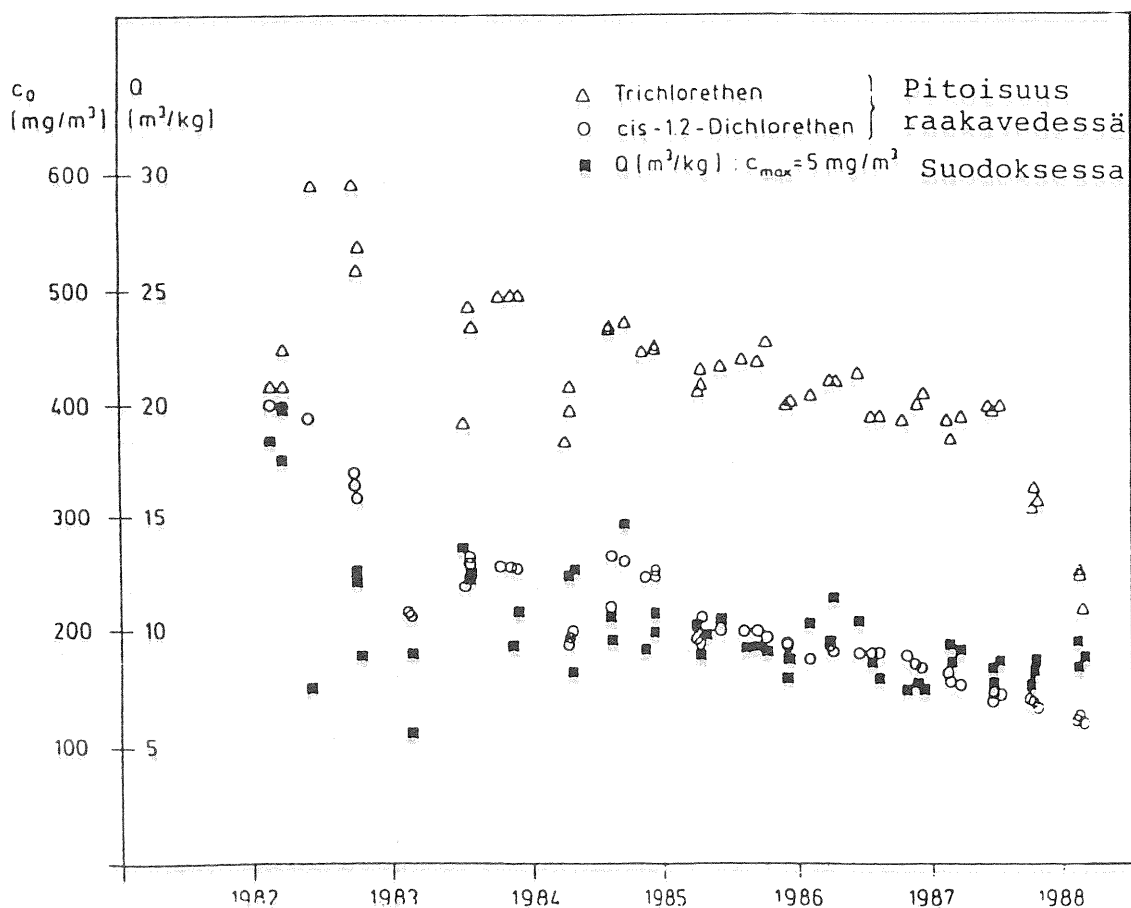


Kuva 31. Liuottimien pitoisuus aktiivihiilisuodattimen eri syvyyksissä (Bächle 1990).

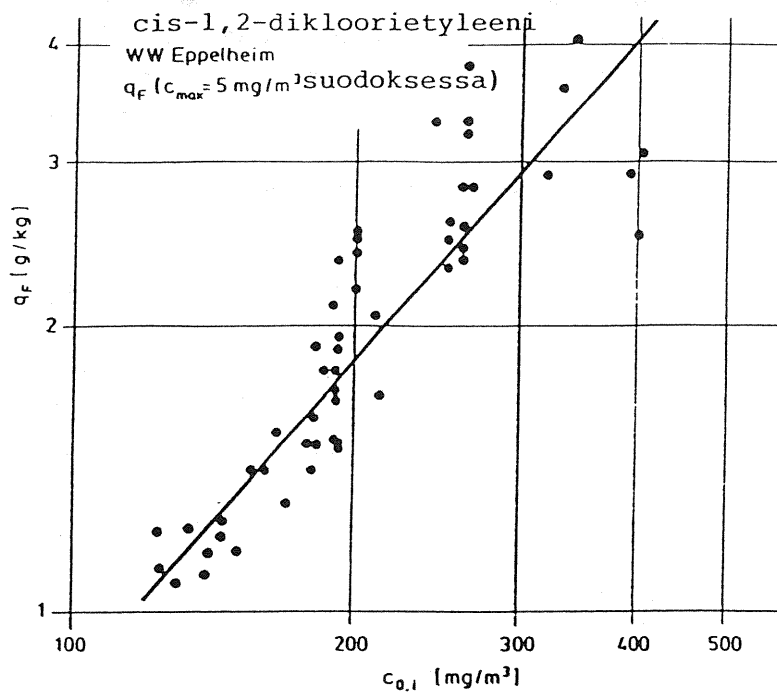
Arvioitaessa käytetyn aktiivihiilen epäpuhtauksien poistokykyä on syöttönopeudella (m^3/kg) ja mahdollisesti myös suodattimen kyllästymisellä suodoksen raja-arvoon (noin $5 \text{ mg}/\text{m}^3$) käytännössä suuri merkitys. Huonommin adsorboituva aine määrää läpäisytilan. Taulukossa 7 on esitetty näiden ominaisuuksien arvoja toisaalta trikloorietyleenin ja toisaalta cis-1,2-dikloorietyleenin poistossa. Samalla siinä on esitetty eri hiililaatujen erotuskykyä.

Cis-1,2-dikloorietyleenin ja trikloorietyleenin pitoisuuden lasku käsittelyn jälkeen ja suodoksen määrä vuosina 1982–1988 esitetään kuvassa 32. Suodoksen määrä (m^3/kg) laski, kun siirryttiin uudesta aktiivihiilestä regeneroituun, mutta vakiintui jatkossa. Aktiivihiilen adsorbtiokyky eri raakaveden pitoisuuksissa on esitetty kuvassa 33.

Käyttökulut olivat Rheinaun käsittelylaitteistolla $0,12 \text{ mk}/\text{m}^3$ ja päämakulut $0,21 \text{ mk}/\text{m}^3$ ensimmäisen neljän vuoden aikana. Pohjaveden käsittelylaitoksen kulut olivat vastaavasti $0,18 \text{ mk}/\text{m}^3$ ja $0,56 \text{ mk}/\text{m}^3$. Käyttökustannukset ovat suoraan riippuvaisia pohjaveden sisältämien epäpuhtauksien määrästä. Tässä esimerkissä ne olivat suhteellisen pieniä (Bächle 1990).



Kuva 32. cis-1,2 dikloorietaanin ja trikloorietyleenin keskimääräiset pitoisuudet raakavedessä WVEppelheimissa (Bächle 1990).



Kuva 33. Aktiivihiilen adsorpointikyky cis-1,2 dikloorietaanin suhteen erilaisilla raakaveden pitoisuuksilla, kun lopputulos oli alle 5 mg/m^3 (Bächle 1990).

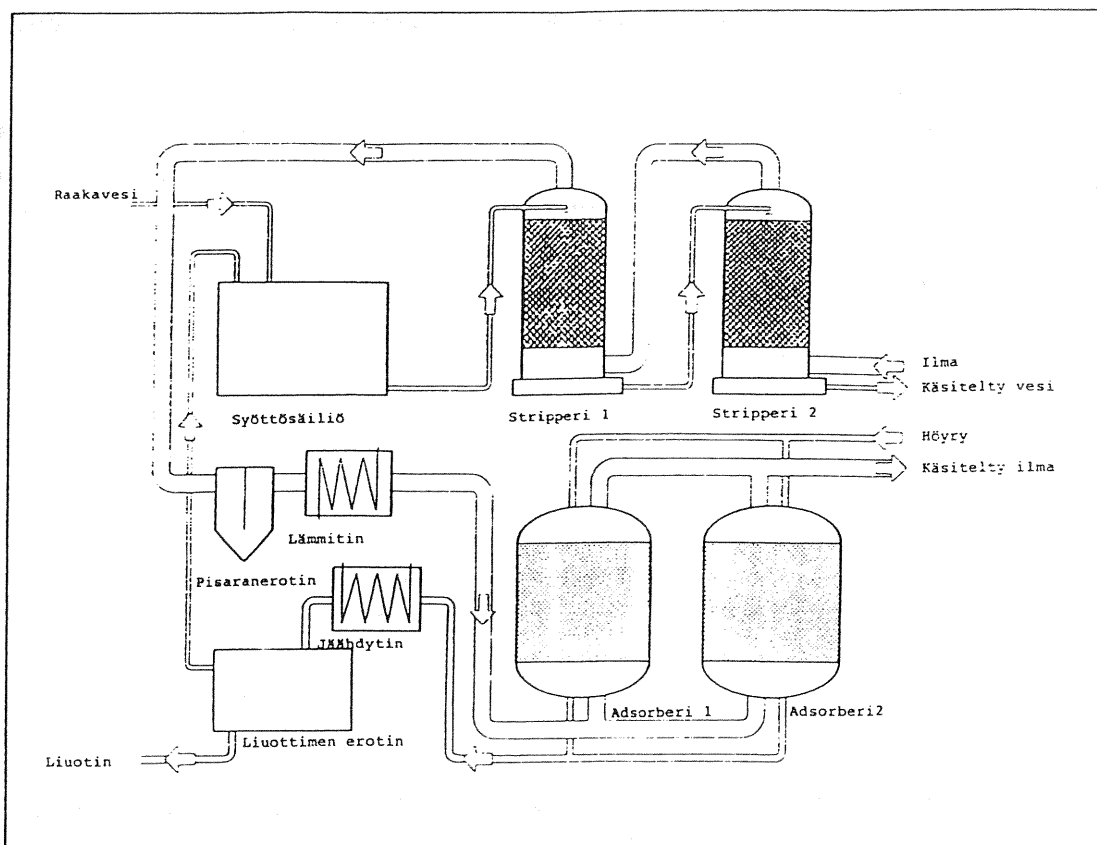
Veden suoraa aktiivihiilisuodatusta ja ilmastrippausta yhdessä ilman aktiivihiilikäsittelyllä kloorattujen hiilivetyjen poistoon on vertailtu eräässä Saksalaisessa tutkimuksessa (Thorne-Kozmiensky 1987). Puhdistuksessa tutkittiin kahden eri menetelmien valintaa:

- suora aktiivihiilisuodatus, joko yhdellä tai kahdella sarjassa olevalla suodattimella aktiivihiilen sitomiskyvyn parantamiseksi
- hiilivetyjen poistoon vedestä ilmastrippauksella ja ilman puhdistus aktiivihiilisuodattimilla.

Suoran aktiivihiilisuodatuksen periaatetta ei tässä tarvitse selvittää lähemmin sen yksinkertaisuuden vuoksi. Suodatusnopeuden tulisi olla välillä $5\text{--}15 \text{ m/h}$ ja aktiivihiili kerroksen $2\text{--}3 \text{ m}$. Raakavesi ei aktiivihiilikäsittelyssä saa sisältää metalleja tai kiintoaineista tai ainakin se on voitava poistaa esisuodatuksella, koska epäpuhtaudet tukkivat tai adsorboituvat hiilen, niin ettei sitä voida enää regeneroida.

Taulukko 7. Vesimäärät eri hiililaaduilla ja eri liuotinseoksilla ja konsentraatioilla (suodos max 5 mg/m³) liuottimien saastuttaman pohjaveden aktiivihiiplikäsittelyssä (Bächle 1990).

Hiililaatu	Triklloorietyyleeni			cis 1,2 Dikloorietyyleeni		
	Käyttöolosuhteet		Q(m ³ /kg)	Käyttöolosuhteet		Q(m ³ /kg)
Hydraffin 71	C ₂ HCl ₃	c _o =91 mg/m ³	60	cis-1,2-C ₂ H ₂ Cl ₂	c _o =390 mg/m ³	8
	C ₂ Cl ₄	c _o =28 mg/m ³		C ₂ HCl ₂	c _o =550 mg/m ³	
	v _f =10 m/h	z =2,6 m		v _f =5 m/h	z =3 m	
	C ₂ HCl ₃	c _o =16 mg/m ³	150	cis-1,2-C ₂ H ₂ Cl ₂	c _o =5 mg/m ³	75
	C ₂ Cl ₄	c _o =7 mg/m ³		C ₂ Cl ₄	c _o =22 mg/m ³	
	v _f =10 m/h	z =2,6 m		v _f =15 m/h	z =2,7 m	
	C ₂ HCl ₃	c _o =12,6 mg/m ³	100			
	C ₂ Cl ₄	c _o =6,5 mg/m ³				
	v _f =10 m/h	z =3,5 m				
Filtrisorb 100	C ₂ HCl ₃	c _o =91 mg/m ³	50	cis-1,2-C ₂ H ₂ Cl ₂	c _o =130 mg/m ³	11,5
	C ₂ Cl ₄	c _o =28 mg/m ³		C ₂ HCl ₃	c _o =275 mg/m ³	
	v _f =10 m/h	z =2,6 m		v _f =5 m/h	z =3 m	
	C ₂ HCl ₃	c _o =16 mg/m ³	130	cis-1,2-C ₂ H ₂ Cl ₂	c _o =390 mg/m ³	9
	C ₂ Cl ₄	c _o = 7 mg/m ³		C ₂ HCl ₃	c _o =45 mg/m ³	
	v _f =10 m/h	z =2,6 m		v _f =11 m/h	z =4 m	
	C ₂ HCl ₃	c _o =14,7 mg/m ³	60	cis-1,2-C ₂ H ₂ Cl ₂	c _o =180 mg/m ³	22
	C ₂ Cl ₄	c _o =6,5 mg/m ³		C ₂ HCl ₃	c _o =40 mg/m ³	
	v _f =10 m/h	z =3,5 m		v _f =11 m/h	z =4 m	
				cis-1,2-C ₂ H ₂ Cl ₂	c _o =150 mg/m ³	25
				C ₂ HCl ₃	c _o =40 mg/m ³	
				v _f =11 m/h	z =4 m	



Kuva 34. Strippauslaitteiston kaaviokuva (Thorne-Kozienski 1987).

Tutkimuksissa raakavesi sisälsi jopa 1 500 mg/l kloorattuja hiilivetyjä (taulukko 8). Täytekappalestripperit olivat 2,4 m korkeita ja veden virtaus vaihteli 6–20 m³/h, jolloin niiden kuormitus oli 4–13 m³/m²h. Ilmanvirtaus oli noin 1 500 m³/h. Pisarat poistettiin tarkoin pisaranerottimessa. Stripperien jälkeen ilman lämpötila oli 14°C, suhteellinen kosteus yli 50 %, sekä kloorattujen hiilivetyjen pitoisuus 2 mg/l. Ilman lämpötila nostettiin lämmönvaihtimessa noin 10°C:lla, jotta ilman suhteellinen kosteus laskisi alle 50 %, jolla varmistettiin aktiivihiilen hyvä latautuminen klooratuilla hiilivedyillä. Adsorptereissä ilman virtausnopeus vaihteli 0,3 m/s (metyleenikloridi) – 0,5 m/s (muut liuottimet) ja aktiivihiilipedin korkeus oli vähintään 1 m.

Tässä tapauksessa laitteen kapasiteetti oli 250 g liuottimia/kg (?) aktiivihiiltä. Poistuvan ilman liuotinpitoisuus oli ennen regenerointia enimmillään 100 mg/m³ jonka jälkeen suodatinta vaihdettiin. Aktiivihiili regeneroitiin tulistetulla höyryllä (50 kPa ja 140°C) ja "tisle" jäähdytettiin sekä johdettiin öljynerottimeen. Aktiivihiili kuivattiin 100°C:een lämpöisellä ilmalla ja lopuksi jäähdytettiin käyttölämpötilaan. Stripperien puhdistus tulokset on esitetty taulukossa 8.

Taulukko 8. Aktiivihiilistripperien puhdistustulokset (Thorne–Kozienski 1987).

Aine	Raakavesi mg/l	I Stripperin jälkeen mg/l	II Stripperin jälkeen mg/l
1,1,1–Triklloorietaani	1.200	3	EM
Metyleenikloridi	10	EM	EM
1,2–Dikloorietyleeni	25	EM	EM
Klooratut yhteensä	1.235	3	EM
Butyleenioksidi	20	5	1
1,3–Dioxolan	90	70	50
Dioksaani	11	EM	EM
Isobutanoli	80	78	76
Metyylietyyliketoni	60	40	25
Nitrometaani	120	100	60
Dimetoksimetaani	30	10	3
Ei klooratut yhteensä	411	303	215

EM = Ei mitattavissa

Strippauskolonni pystyy puhdistamaan tällä menetelmällä hyvin pieninä pitoisuuksina esiintyviä kloorattuja hiilivetyjä, sekä mm. aromaattisia hiilivetyjä ja bensiinijakeita. Vesiliukoiset ja korkealla kiehuvat liuottimet eivät poistu sanottavissa määrin vesifaasista. Stripperin vaatima ilmamäärä ei yleensä ylitä $100 \text{ m}^3/\text{m}^3$ vettä erityisesti silloin, kun Henryn vakio on suurempi kuin $0,1 \text{ KPa m}^3/\text{mol}$.

Stripperin ja varsinkin aktiivihiililaitteiston suunnittelussa on huomioitava korroosiotekijät tarkkaan. Klooratuista hiilivedyistä vapautuu suolahappoa veteen varsinkin höyryn läsnäollessa. Korroosio on aina huomioitava aktiivihiililaitteiston käytössä, koska regenerointi tapahtuu höyryllä.

Käytännön tapauksissa, jolloin pitää valita kumpi menetelmä näistä kahdesta valitaan ei vastauksen saaminen ole ongelmaton. Päätöksen perustana tulee olla käyttö- ja pääomakulut, kontaminaation laajuus, arvioitu puhdistustyön kesto, raakaveden laatu jne. Käyttökulujen vertailuja eri konsentraatioilla on esitetty taulukossa 9. Samassa taulukossa on myös vertailtu eri aktiivihiili puhdistusmenetelmien käyttökuluja. Sen perusteella voidaan todeta strippauslaitteiston olevan huomattavasti kalliimpi kuin pelkkä adsorptiolaitos, mutta jos veden laatu aiheuttaa aktiivihiilen tukkeutumista, niin sen uusiminen vastaavasti lisää käyttökuluja huomattavasti.

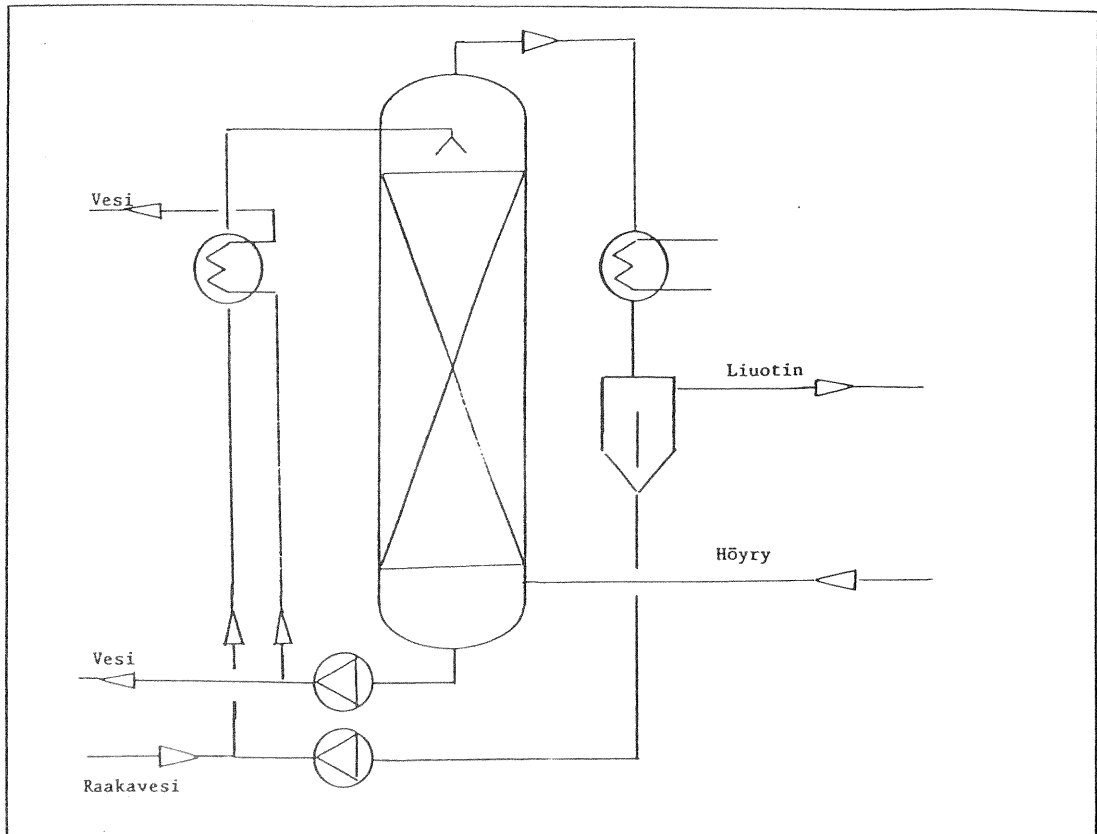
Taulukko 9. Käyttökulujen vertailu eri puhdistusmenetelmillä ja pitoisuuksilla (Thorne-Kozmienski 1987). Valuuttasuhte 1 DMk = 2,35 FMk.

Perusarvot:	Höyry		0,12 Mk/kg
	Jäähdytysvesi		0,24 Mk/m ³
	Regener. kulut		7,0 Mk/kg Hiiltä
	Sähköenergia		0,35 Mk/kWh
Raakaveden liuotin- pitoisuus	10 mg/l	100 mg/l	1000 mg/l
<u>Suora-adsorptio</u>			
Metyleenikloridi	4,70 Mk/m ³	10,10 Mk/m ³	21,00 Mk/m ³
Trikloorietyleeni	2,00 Mk/m ³	4,20 Mk/m ³	10,00 Mk/m ³
Perkloorietyleeni	0,70 Mk/m ³	1,65 Mk/m ³	
<u>Stripperikäsitely</u>			
Metyleenikloridi	0,18 Mk/m ³	0,35 Mk/m ³	0,80 Mk/m ³
Trikloorietyleeni	0,14 Mk/m ³	0,24 Mk/m ³	0,66 Mk/m ³
Perkloorietyleeni	0,14 Mk/m ³	0,24 Mk/m ³	

5.3.4 Höyrystrippaus

Höyrystrippereitä käytetään usein haihtuvien liuottimien poistoon pohjavedestä. Menetelmän etuna on, että se poistaa tehokkaasti myös vesiliukoisia liuottimia ja ne saadaan lauhduttamalla talteen. Käsiteltäväksi soveltuvat myös korkeammalla kiehuvat liuottimet (250°C). Teoreettisessa tarkastelussa ei ole merkitystä sillä, muodostavatko liuottimet veden kanssa aseotrooppisen seoksen, koska yleensä liuotinpitoisuus on niin pieni, ettei mitään tasapainotilaa voida käytännössä saavuttaa, vaan liuottimet tislautuvat veden mukana. Saadusta tisleestä vesi voidaan yleensä erottaa öljynerottimissa ja toimittaa, joko suoraan uudelleen käyttöön, regenerointiin tai poltettavaksi. Höyrystrippauksen periaate on esitetty kuvassa 35. Esitetty stripperi on tätekappalekolonni. Käsittelyssä voidaan käyttää apuna myös alipainetta, mikäli lämpötilaa halutaan laskea.

Neste Oy:n muovitehtaalla Sköldvikissä käsitellään 1,2 dikloorietaanilla (n. 200 ppm) saastunutta pohjavettä höyrystripperillä. Höyrystripperin halkaisija on 300 mm ja sen korkeus 10 m. Syötetyn pohjaveden määrä on 2 m³/h. Laite on varustettu tulevan veden esilämmityksellä, johon käytetään poistovettä. Esilämmitystä ei ole kuitenkaan voitu käyttää lämmönvaihtimen likaantumisen vuoksi. Käsittelyn veden dikloorietaanipitoisuus on ollut noin 0,1 ppm. Liuotin on saatu talteen lähes vedettömänä. Se käsitellään Ekokem Oy:ssä polttamalla. Pohjaveden käsittelykulut ovat n. 14 mk/m³, sisältäen henkilö-, kunnossapito, energia-, analyysi- ja hävityskulut (Saarinen, suullinen tiedonanto).



Kuva 35. Höyrystrippauksen periaate liuottimen poistamisessa.

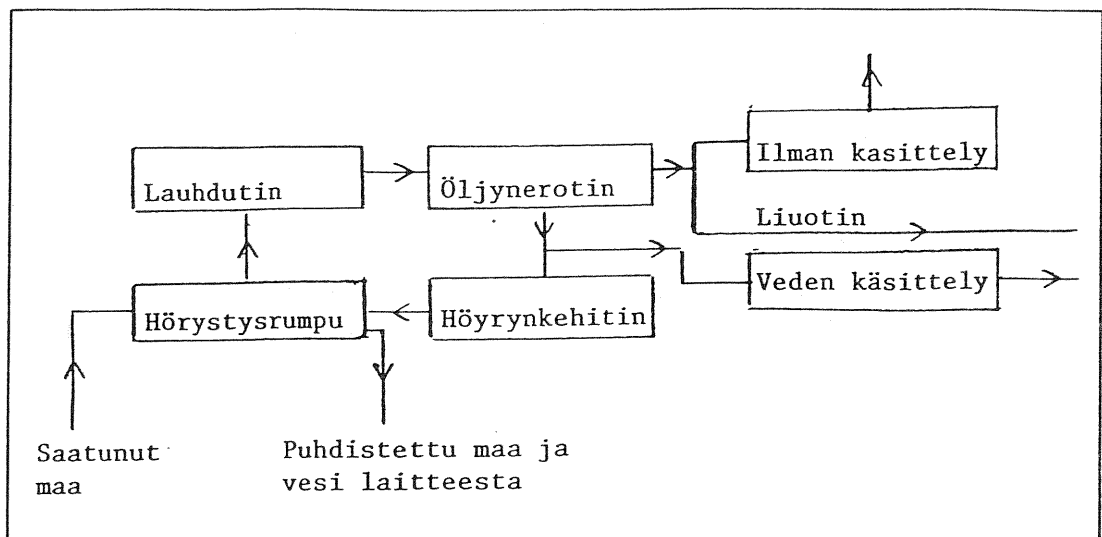
5.3.5 Maan höyrystrippaus

Maaperän saastuttaneet haihtuvat liuottimet voidaan poistaa maasta vesihöyryn avulla (vesihöyrytislus). Menetelmällä voidaan poistaa helposti liuottimia, joiden kiehumispiste on alle 100°C tai jotka muodostavat azeotrooppisen seoksen veden kanssa (esim. tolueeni, ksyleeni, naftaleeni, alkoholit jne). Myös useat yli 100°C lämpötilassa kiehuvat liuottimet tislautuvat veden mukana vaikka eivät muodosta varsinaista azeotrooppista seosta veden kanssa. Yleensä on käytetty höyrystrippausta n. 100°C:ssa (normaali painemenetelmä) tai n. 160°C:ssa (korkeapainemenetelmä), jolloin höyry on on tulistettua. Menetelmän kaaviokuva on esitetty kuvassa 36. Tisleen jatkokäsittely riippuu liuottimen vesiliukoisuudesta.

Höyrystripperi on yleensä pyörivä rumpu, jossa maa-aines ja höyry kulkevat vastavirtaan. Haihtunut liuotin ja vesi lauhdutetaan ja johdetaan öljynerottimeen, josta liuotin ohjataan jatkokäsittelyyn ja vesi höyrystimeen tai puhdistukseen. Mikäli liuotin on vesiliukoista, on se ja vesi ohjattava yhdessä jatkokäsittelyyn.

Höyrystrippauksella voidaan käsitellä mm. seuraavilla liuottimilla saastuneita maa-alueita:

- veteen liukenemattomat hiilivedyt, kuten bensiini, benseeni, tolueeni, ksyleeni, naftaleeni
- veteen liukenemattomat halogenoidut hiilivedyt, kuten perkloorietyleeni, trikloorietyleeni, 1,1,1-trikloorietaani, metyleenikloridi, triklooribenseeni, freonit
- vesiliukoiset hiilivedyt, kuten metanoli, etanoli, isopropanoli, asetonit, metyleenietyleenibetoni, fenoli, etyliasetatti.



Kuva 36. Kaaviokuva saastuneen maan on site höyrystrippauksesta (Hurtig ym. 1986).

Menetelmä ei sovellu erittäin hienojakoisten maa-ainesten (esim. saven) käsittelyyn, koska ne kasautuvat isoiksi "palloiksi". Maasta on yleensä poistettava ennen käsittelyä seulomalla kivet ja lohkareet.

Höyrystrippaus on sitä edullisempää, mitä pienempi on lauhteen ja aseotrooppiseoksen vesipitoisuus. Tislautuminen ei tapahdu aseotrooppiseoksen edellyttämässä suhteessa, vaan vettä on huomattavasti enemmän, koska liuotinpitoisuus maassa on yleensä selvästi alle 5 %. Käsittelyn etuna on, että se voidaan helposti suorittaa paikan päällä ja maa-aines palauttaa takaisin kaivantoihin.

5.3.6 Saastuneen ilman zeoliittikäsittely

Zeoliitit (molekyylliseulat) ovat erilaisia Na-, K- tai Ca-alumiinisilikaatteja, jotka muodostavat huokoisia kiderakenteita (kuva 37). Kiteiden aukot ovat 3, 4, 5 tai 10 Å:n suuruisia joten niiden sisään mahtuu tätä aukkoa pienempiä molekyylejä (taulukko 11). Yleisin molekyylliseulojen käyttö on veden poisto ilmasta tai kaasusta ja erilaiset kemikaalien erotusprosessit.

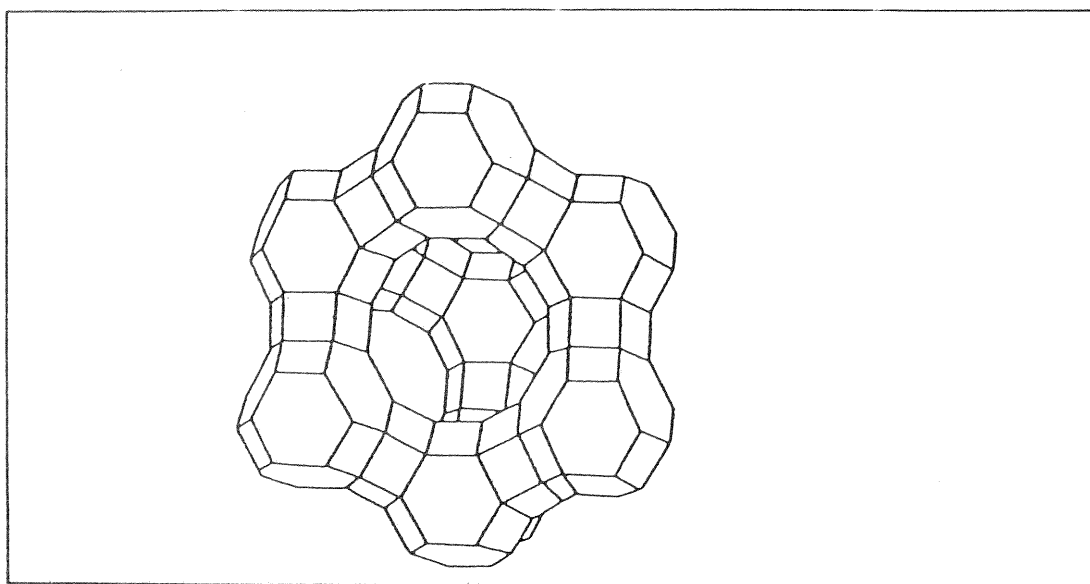
Regenerointi vaiheessa zeolittisuodattimen läpi puhalletaan ilma. Tällöin liuotinpitoisuus nousee tapauksesta riippuen 10–15 kertaiseksi alkuperäisestä. Mikäli regenerointi-ilman pitoisuudet nousevat yli 250 mg/m³ ei liuottimen lopullisessa hävittämisessä katalyyttisessä poltossa tarvita lisäenergiaa. Tällöin käyttökustannukset koostuvat pelkästään puhaltimen vaatimasta energiasta.

Normaalit zeoliitit ovat hydrofiilisiä mutta Zeol Ab on kehittänyt hydrofobisen zeoliitin sekä siihen tekniikan liuottimien talteenottamiseksi ilmasta. Menetelmä soveltuu myös ilmastusmenetelmillä poistettujen haihtuvien liuottimien käsittelyyn, polttoon tai talteenottoon (kuva 38). Puhdistusasteeksi valmistaja ilmoittaa yli 95 %.

Normaalien zeoliittien adsorptio taipumus on voimakkain seuraavassa pienenevässä järjestyksessä:

- H_2O
- NH_3
- alkoholit
- H_2S , SO_2
- aromaattiset hiilivedyt
- di-olefiiniset hiilivedyt
- olefiiniset hiilivedyt
- parafiiniset hiilivedyt CO_2
- CH_4
- CO
- N_2
- O_2

ryhmän sisällä suurempi
molekyylinen adsorpoituu
paremmin



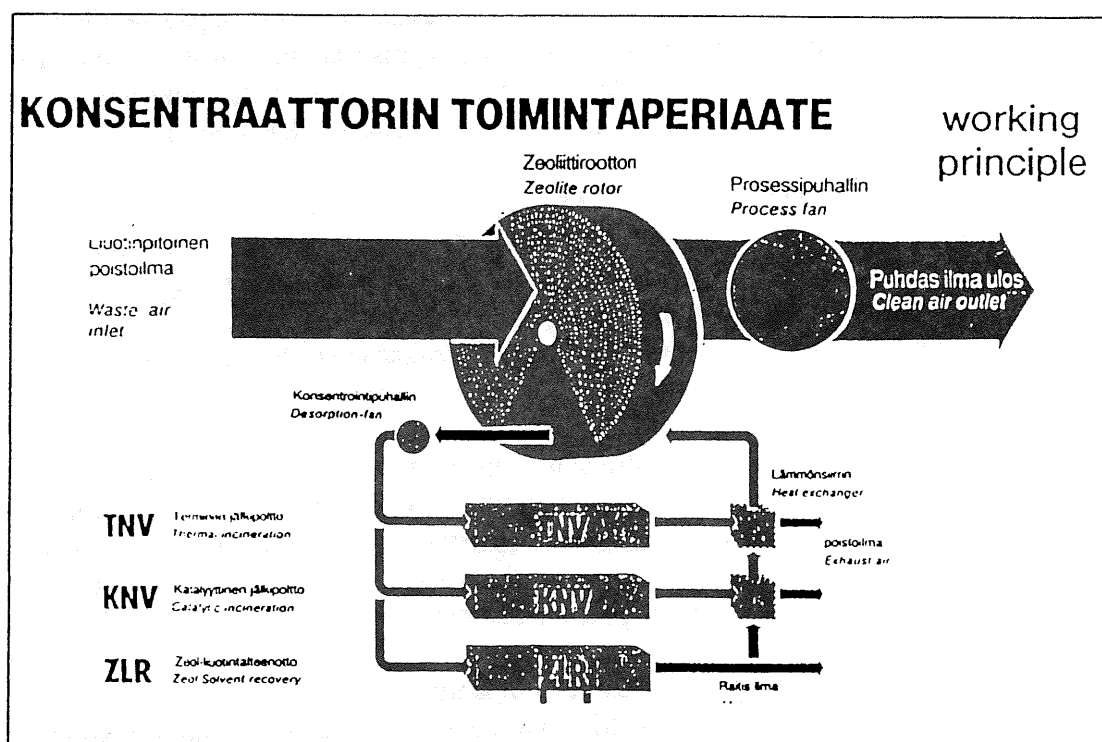
Kuva 37. Molekyyliseulan kiderakenteen malli (Munter, Zeol Ab 1990)

Taulukko 10. Eräiden molekyylien kriittisiä molekyylikokoja (Kytönen 1989)

Molekyyli	Halkaisija (Å)
Happi	2.0
Vesi	3.2
Metanoli	4.4
Etanoli	4.4
Bentseeni	6.7
Tolueeni	6.7
p-ksyleeni	6.7
Hiilitetrakloridi	6.9
Kloroformi	6.9
m-ksyleeni	7.1
o-ksyleeni	7.4

Vaikka samankokoiset molekyylit pääsisivät yhtä helposti aukkojen läpi vaikuttaa lopulliseen adsorptioon molekyylin polaarisuus. Mitä polaarimpi molekyyli on, sitä voimakkaammin se adsorpoituu.

Vettä zeoliitit kykenevät sitomaan n. 20 kg/100 kg. Adsorptiovaiheessa tapahtuu lämpötilan nousu, jota seuraamalla prosessia on helppo valvoa. Regenerointi on edullisinta suorittaa nostamalla kylläisen zeoliitin lämpötilaa.



Kuva 38. Zeoliitin toimintamalli (Munters, Zeol ab 1990).

6 TERMINEN KÄSITTELY (POLTTO)

Lämpökäsittelymenetelmät ovat uuton ohella yleisimpiä ulkomailla käytössä olevia kemikaalien saastuttaman maan käsittelymenetelmiä ja soveltuvat hyvin liuottimilla saastuneen maan käsittelyyn. Toisin kuin muilla menetelmillä, termisillä menetelmillä voi käsitellä melkein kaikkia maalajeja lähes riippumatta niiden humus- ja hieno-ainespitoisuudesta.

Termisten menetelmien ongelmana on niiden suuri energian tarve. Veden haihduttaminen vaatii runsaasti energiaa. Lisäksi maa-aineksella on suhteellisen korkea ominaislämpö.

Sementti- ja kevytsorasteollisuudessa sekä ongelmajätteiden käsittelyssä käytetty rumpu-uuni on yleisin saastuneen maan termisessä käsittelyssä käytetty laitteisto. Saastuneen maan käsittelyyn voidaan käyttää myös leijukerroskattilaa. Tällöin maamassa syötetään polttokammioon, missä voimakas kiertoilman virtaus pitää käsiteltävät massat liikkeessä palotilassa.

Ekokem Oy polttaa saastuneita maamassoja sekä erillään muista ongelmajätteistä että sekoitettuna niihin. Laitoksen toisella rumpu-uunilla voi polttaa 15 – 20 t/h vaikeasti käsiteltäviä maamassoja lämpötilassa 500 – 700 °C. Haihtuvat epäpuhtaudet ja savukaasut poltetaan tällöin 1000 – 1100 °C lämpötilassa. Molemmilla polttolinjoilla on lisäksi mahdollista käsitellä noin 3 t/h saastunutta maata muun ongelmajätteen joukossa. Tällöin polttolämpötila on 1300 – 1400 °C. Poltto korkeassa lämpötilassa vaatii kuitenkin hyvin paljon energiaa. Molemmilla käsittelymenetelmillä maan puhdistustulokset ovat erittäin hyviä eli yli 99 %. Myös savukaasupäästöt ovat pieniä (Aarinen ja Salonen 1993).

Suomessa on koeluontoisesti käytetty poltto- ja voiteluaineilla saastuneen maaperän käsittelyyn siirrettäviä asfaltin kiviaineksen kuivaamiseen käytettyjä rumpu-uuneja. Koepolttojen perusteella voitiin todeta olevan mahdollista päästä 250 ppm jäännöspitoisuuteen (Shell 1993). Koska tämän tyyppisissä laitteistoissa ei ole jälkipolttota eikä riittäviä savukaasujen puhdistuslaitteita, eivät ne sovellu vaikeasti poltettavien kuten klooratuilla liuottimilla saastuneiden maamassojen käsittelyyn.

Asfalttiasemien kalustolla on runsaasti vapaata kapasiteettia (käytetään vain kesäaikana). Siksi on tarpeen selvittää rumpu-uunien polton tehostamismahdollisuuksia sekä mahdollisuuksia rakentaa uunien yhteyteen siirrettäviä jälkipolttota- ja savukaasujen puhdistuslaitteita. Lisäksi tulee selvittää, minkälaiset lupaehdot tämän tyyppiselle toiminnalle on asetettava (savukaasupäästörajat ja voidaanko polttoa tehdä alueilla, joilla asfalttiasemilla on sijoituspaikkaluvat).

Katalyyttinen poltto soveltuu maaperästä ilmastusmenetelmillä poistettujen liuotinsaasteiden jälkikäsittelyyn, mutta laitteisto on kallis. Siksi se tulee kysymykseen vain jos saastunut alue on suuri ja käsittely jatkuu pitkään sekä ilmamäärät ovat suuria. Käsiteltävän ilman liuotinpitoisuus ei saisi ylittää 8 000 ppm, koska katalyyttimassa voi sulaa ylikuumenemisen vuoksi (Johnson ym. 1990).

Katalyyttisessä poltossa käsittely tapahtuu 200–400 °C:een lämmössä. Jos liuotinpitoisuus on pieni, katalyyttiä joudutaan lämmittämään joko sähköllä tai lisäämällä ilmaan palavaa kaasua. Syntyvää kuumaa ilmaa voidaan käyttää maaperän lämmitykseen kierrättämällä ilmaa saastuneen maaperän läpi. Tämä on

tarkoituksenmukaista varsinkin, jos kyseessä on huonosti haihtuva liuotin. Laitteisto on kallis hankkia, mutta jos liuotinpitoisuus on riittävä niin käsittelykustannukset ovat pieniä.

7 ARVIOINTIA JA YHTEENVETO

Todettujen liuottimilla saastuneiden maa-alueiden ja pohjavesien voidaan olettaa lisääntyvän samassa suhteessa kuin alueiden tutkimukset lisääntyvät. Osa niistä on vanhoja pääasiassa teollisuuden kaatopaikkoja ja eri teollisuuslaitoksilla tapahtuneiden vuotojen – vahinkojen, huolimattomuuden tai jopa tahallisten tekojen seurauksia syntyneitä. Uusien alueiden syntymistä voitaisiin vähentää sijoittamalla maanalaiset putkistot putkikanaviin tarkastuksen helpottamiseksi tai rakentamalla putkistot kokonaan maan päälle.

Kunnostustekniikan valinta ei ole helppoa, sillä alueilta löytyy usein liuottimien ohella öljyä ja muita saasteita. Yleensä havaitut liuottimet vanhoilla saastealueilla ovat veteen liukenemattomia, koska vesiliukoiset ovat levinneet ympäristöön pohjaveden mukana. Samoin klooratut liuottimet ovat usein muuttuneet mikrobien vaikutuksesta toisiksi vähemmän klooratuiksi yhdisteiksi.

Onnettomuuksien tapahtuessa kunnostustoimenpiteet pitäisi pystyä aloittamaan mahdollisimman nopeasti, koska liuottimien levitessä saneeraus tulee yleensä kalliimmaksi ja kestoaltaan pitemmäksi. Maanalaiset säiliö- ja putkivuodot ovat kuitenkin usein jatkuneet pitkään. Siksi niiden seurauksena syntynyt saastunut alue on yleensä laaja.

Käsittelymenetelmien hintatiedot ovat ulkomaisia, eikä niitä voida aina soveltaa suoraan Suomen olosuhteisiin. Niihin vaikuttaa aina alueen laajuus sekä saastuttamisen aiheuttaneen liuottimen pitoisuus maassa tai pohjavedessä, joten kustannukset on aina arvioitava tapauskohtaisesti tukeutumatta liikaa kirjallisuudesta saataviin hinta-arvioihin.

Liuottimien erilaisten ominaisuuksien vuoksi ne leviävät eri nopeudella mutta selvästi nopeammin kuin esim. viskoosisemmat öljyt. Ne muuttuvat tai hajoavat maaperässä lähinnä mikrobien vaikutuksesta. Hajoaminen on kuitenkin yleensä hidasta ilman ravinteiden ja hapen lisäystä kestäen maaperässä kymmeniä vuosia.

Lievästi saastuneet maa-alueet on yleensä jätetty käsittelemättä jos paikan luonteesta johtuen niistä ei ole ollut vaaraa ympäristölle tai pohjavedenottoille. Käsittelynä on usein ollut vain pumppaus pintavesistöön tai jäteveden käsittelyyn. Näin saastuneet maa-alueet ovat yhä uhka ympäristölle, varsinkin jos alueen käyttötarkoitus muuttuu.

Pinta-, pohja- ja pystyeristämistä tulisi välttää liuottimilla saastuneiden alueiden käsittelyssä liuottimien herkkäliikkeyden takia. Hydraulinen eristäminen tulee usein kysymykseen, koska samalla saasteet voidaan johtaa käsittelyyn.

Maaperän sisällä liuotinsaasteita voidaan käsitellä mikrobiologisesti joko aerobisesti tai anaerobisesti. Jälkimmäistä käsittelyä on tehty lähinnä koeluonteisesti saavuttaen kohtuullisia tuloksia. Aerobisista in-situ menetelmistä on useita saneeraustietoja ja ne puoltavat käsittelytekniikan kokeilemista myös Suomen kylmissä olosuhteissa, koska käsittely on halpaa ja työssä ei tarvita maamassojen siirtoja. Mikrobiologisia on site-

ja off site-menetelmiä on menestyksekkäästi käytetty myös Suomessa lähinnä öljyjen hajotukseen auma- ja peltokompostoinnissa sekä koeluonteisesti rumpukompostorissa. Biologisilla menetelmillä on ulkomailla käsitelty hyvin tuloksin myös liuottimilla saastuneita pohjavesiä, huokoskaasuja sekä maaperää.

Maaperän huokostilaa on saneerattu erilaisin ilmastustus- ja höyrykäsittelymenetelmillä silloin, kun saastumisen on aiheuttanut helposti haihtuva liuotin. Ilmastusmenetelmiä on käytetty paineilma- ja alipainekäsittelyä sekä niiden yhdistelmiä. Suomessa paineilmakäsittelyä on käytetty Haminassa 1987 sattuneen Novoprom absobent'in (piperyleeni) vuodon saneerauksessa (Liite 1). Aineen haihtumattomista epäpuhtauksista noin 3 % jäi kuitenkin maaperään. Vuodon määrä oli 346 t ja maaperän ilmastusaika oli kaksi viikkoa. Höyrykäsittely on nopea tapa saneerata liuottimien saastuttamaa maaperää. Menetelmään tulisi aina yhdistää liuottimien talteenotto.

Pohjaveden on site- ja of site-saneerausmenetelmiä on useita mm. biologisia, aktiivihiihiä, ilma- ja höyrystrippausmenetelmät. Näistä Suomessa on käytössä Neste Oy:llä höyrystripperi 1,2-dikloorietaanin poistossa pohjavedestä (Liite 1).

Ekokem Oy:ssä on polttamalla käsitelty liuottimilla saastuneita pienehköjä maa-alueita. Menetelmä on kuitenkin kallis isompia maamassamääriä käsiteltäessä.

Puhdistusmenetelmän valinta tulee aina olemaan vaikea, koska huomioonotettavia seikkoja on lukuisia:

- liuottimen laatu
- muut saasteet, liuottimet, öljyt, metallit jne.
- pitoisuus maassa tai pohjavedessä
- alueen laajuus, laatu, vahingon ikä ja kesto
- kunnostuksen kiireellisyys
- ympäristöolosuhteet, asutus, teollisuus vedenottamot jne.
- laitteistojen saatavuus
- ilmastoinnin vaikutus
- kustannukset eri menetelmillä
- haluttu puhdistustaso
- alueen tuleva käyttö

Valinnan helpottamiseksi Suomessa tulisi suorittaa laajamittaisia koekäsittelyjä eri menetelmien niiden käyttökelpoisuuden varmistamiseksi ja helpottamaan kustannusvertailuja. Tätä varten tulisi hankkia lämpöeristettyyn konttiin pakattuna erilaisia koekäsittelylaitteistoja, siten rakennettuna, että niitä voidaan yhdistää erilaisiksi laitteistoiksi. Sisällyttämällä siihen esim. aktiivihiihisuodatin ja höyrystripperi, voisi laitteilla olla yhteisiä suodattimia, pumppuja, säiliöitä, erottimia sekä lauhdutin. Samalla laitteistolla voitaisiin jälkikäsitellä mm. in situ höyrystrippauksen ja ilmastusmenetelmien liuotinhöyryjä.

KIRJALLISUUS

- Aarinen, T. ja Salonen, S. 1993. Ekokem mukana saastuneiden maa-alueiden kunnostuksessa. Ekoasiaa 1/93, Riihimäki, Ekokem oy, s.13-14.
- Bewley, R.J.F. 1986. A microbiological strategy for the decontamination of polluted land. In: Assink, J.W. & Brink, W.J. van den (eds.). 1986. Contaminated soil 1st int. Conf. on Contaminated Soils, 11.-15.11.1985, Utrecht (NL). Dordrecht (NL), Martinus Nijhoff Publishers. Pp. 759-768. ISBN 90-247-3267-0.
- Boyer, J.P., Ahlert, R.C. Kosson, D.S. 1988. Pilot plant demonstration of in-situ biodegradation of 1,1,1-triklooriethane. Journal WPCF vol. 60, nro 10, s. 1843-1849.
- Bächle, A. 1990. Entfernung von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen in Aktivkohlfiteranlagen. Wasser - Abwasser, vol. 131, nro 2/1990, s. 66-73.
- Canter, L. & Knox, R., Crounderwater Pollution Control, Lewis Publishers inc, Chelsea 1986, 517 s.
- Christiansen, K. 1987. Forsøg med oprensning af forurennet grundvand i Skrystryp. Indlæg ved ATV-komiteens Vintermøde om grundvadsforurening. Møde nro 5. Lyngby, Akademiet for de tekniske Videnskaber. s. 193-210.
- Croise, J., Kinzelbach, W. & Schmolke, J. 1990. Luftströmungen in der ungesättigen Bodenzone bei in-situ-Sanierungs massnahmen. Wasser + Boden 42 vsk, nro 3, s. 151-169.
- Cuperus, J.G., Urlings, L.G.C.M., Rulkens, W.H. & Keizer, M.G. Modelling and optimization of in-situ soil remediation. Arendt, F., Annokkee, G.J., Bosman, R. & van den Brink, W.J. Contaminated Soil 1993. Netherlands, Kuwer Academic Publishers. s. 1247-1248. ISBN 0-7923-2327-0.
- EPA 1992. In Situ Soil Venting. Synopses of Federal Demonstrations of Innovative Site Remediation Technologies. s. 108-109. EPA/542/B-92/003.
- Ettala, M. 1992. Likaantuneen pohjaveden puhdistus. INSKO:n kurssi Saatuneiden maa-alueiden kunnostus.
- Franzius, V., Stegmann, R. & Wolf, K. (eds.) 1988. Handbuch der Altlastensanierung. Berlin, R.v. Decker's Verlag. ISBN 3-7685-0078-0.
- Higgins, T.E. & Romanow, S. 1987. Treatment Processes for contaminated Groundwater-Treecase Studies. Hazardous Waste & Hazardous Materials. Vol. 4, nro 4, 1987, s. 312-315.
- Häggblom, M. ja Salkinoja-Salonen, M. 1993. Ympäristömyrkkyjen hajoitua mikrobien avulla. Kemia-Kemi. Vol. 20 (1993), s. 183-191. ISSN 0355-1628.
- Hutzler, N.J., Gierke, J.S. & Blaine, E.M. Vaporizing VOCs. Civil Engineering 1990:4.
- Hurtig, H.W., Flothmann, D., Hintz, R.A., Rippen, G., Scherer, K.H., Schönborn, W. & van Straaten, L. 1986. Statusbericht zur Sanierung von kontaminierten Standorten - Übersicht über Sanierungskonzepte und Sanierungs-massnahmen in Forschung und Praxis. Berlin, Umweltbundesamt, Projektträgerschaft "Abfallwirtschaft", 251 s.

- Jager, J. & Obermeier, T. Aerobe behandlung von kontaminierten Böden in Kompostreaktoren, FGU-Kongress, 177. Seminar 29.–30. Nov. 1988, Berlin. ss. 205–217.
- Jeltsch, U. 1990. Saastuneiden maa-alueiden kunnostus. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja, nro 44. ISBN 951-47-3319-3, ISSN 0786-9592.
- Kalevi, K. 1993. Saastuneiden maa-alueiden kaasupäästöt ja niiden vaikutus sisäilmaan. Julkaisematon käsikirjoitus.
- Keely, J.F., Piwoni, M.D. & Wilson, J.T. 1986. Evolving Concepts of Subsurface Contaminant Transport. Journal Water Pollution Control Federation, vol. 58, No 5. s. 349–357.
- Kytönen, P. 1983. Prosessitekniiikan erotusmenetelmät, molekyylliseulat. Insinöörijärjestöjen koulutuskeskus, kurssijulkaisu 1983. 14 s.
- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft Umwelt und Forsten Baden – Württemberg. Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasser verunreinigungen durch leichtflüchtige Hchlorkohlenwasserstoffe 1983. 104 s.
- Munters Zeol Ab, 1990. Esite, Hankkija Oy, 14 s.
- Nyer, E.K., Boettcher, G. & Morello, B. 1993. Using the properties of Organic Compounds to Help Dising a Treatment System. Nyer, E. K. Practical Techniques for Groundwater and Soil Remediation. Micigan, Lewis Publisher. s 27–41. ISBN 0-87371-731-7.
- Nyer, E.K. 1993. The Effects of Biochemical Reaction on Investigations and Remidiations. Nyer, E.K. Practical Techniques for Groundwater and Soil Remediation. Micigan, Lewis Publisher. s 43–51. ISBN 0-87371-731-7.
- Nyer, E.K. 1993. Treatment of Herbicides in Ground Water. Nyer, E.K. Practical Techniques for Groundwater and Soil Remediation. Micigan, Lewis Publisher. s 123–131. ISBN 0-87371-731-7.
- Nyer, E.K. & Montgomery, J 1993. Woud the Real Air Stripper Please Stand Up? Nyer, E.K. Practical Techniques for Groundwater and Soil Remediation. Micigan, Lewis Publisher. s 74–81. ISBN 0-87371-731-7.
- Otterstedt, J-E., Gevert, S.B., Löwendahl, L. & Sterte, J. 1990. Mikroorganismer bryter ned föroreningar. Kemisk tidskrift industriteknik forskning, nro 3, 6s.
- Puustinen, J., 1993. Öljyisen maaperän kunnostustoimenpiteet käytöstä poistettavilla huoLto-asemakiinteistöillä: Biologisten puhdisusmenetelmien arviointi sekä niiden soveltuvuuden selvittäminen. Julkaisematon esiselvitys.
- Saarinen, S., Neste Oy, 1990, puhelintieto.
- SAMASE. 1993. SAMASE-projektin maajätejaoksen loppuraportti. Julkaisematon käsikirjoitus.
- Sims, R., S., 1990. Soil Remediation Techniques at Uncontrolled Hazardous Waste Sites, A Critical Review. Journal of Air & Waste Management Assosiation vol. 40, No. 5, s 704–732

- Setälä, A. ja Assmuth, T. 1990. Kemikaalien käyttäytymiseen maaperässä vaikuttavat fysikaalis-kemialliset ja mikrobiologiset tekijät. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 273
- Shell Oy. 1993. Öljyllä saastuneen maan kunnostuksen julkaisemattomat tulokset.
- Spuij, F., Coffa, S., Pijls, C., & Uilings, L.G.C.M., 1991. In situ soil vapour extraction of contaminated soil. Third Forum on Innovative Treatment Technologies: Domestic and International. s. 81-99. EPA/540/2-91/015
- Street, G., Robbins, L. & Clark, J., 1989. Air/streamstripping system removes toxic compounds. Water and Wastewater international, vol. 4, nro 7/1989, s. 17-21.
- Suuronnettomuustutkimuksen suunnittelukunta, 1988. Kotkassa 15.1.1987 ja Haminassa 28.1.1987 havaittujen kemikaalivuotojen tutkimuksista. Suuronnettomuuden tutkintaselostus No 1/1987. Helsinki 1988. 68 s.
- Thorne-Kozmiensky, K-J., 1987. Altlasten EF-Ferlag GmbH, Berlin pp. 674-680.
- Tolppanen, J. 1989. Saastuneiden maa-alueiden aiheuttaman pohjavesien likaantumisen arviointi. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus monistesarja 197. 72 s. ISBN 951-47-2436-4. ISSN 0783-3288.
- Törrönen, M. 1989. Mikrobiologiset menetelmät hajukaasujen, maaperän ja pohjaveden puhdistuksessa. Teknillinen korkeakoulu, Kemian tekniikanlaitos. Diplomityö 1989. 91 s.
- Valo, R. & Salkinoja-Salonen, M. 1988. Biotekniikan sovellutukset ympäristönsuojelussa. Kemia-Kemi 15 vsk, nro 3. s. 255-259.
- Van Drumpt, H., Nota 1416, ICW, 1983, Wageningen, Ref. Alföldi, L., Groundwater microbiology: Problems and biological treatment - State-of-the-art report, Wat. Sci. Tech. 20 (1988) 3, ss. 1-31.
- Wolf, K., Brink, W.J. van den & Colon, F.J. (eds.). 1988. Contaminated soil '88 Proc. 2nd Int. TNO/BMFT Conf. Dordrecht (NL), Kluweracademic Publishers. Vol. 182, 1661 s. ISBN 90-247-3715-1.
- Ylä-Mononen, L. 1992. Raja-arvoja ominaisuustietojen tulkintaa varten. Vesi- ja ympäristöhallitus julkaisematon luentomoniste.

LIITE 1. ESIMERKKEJÄ LIUOTTIMIEN AIHEUTTAMASTA MAAPERÄN JA POHJAVEDEN SAASTUMISESTA JA SEN KÄSITTELYSTÄ

1/1 Kotkan monoklooribenseenivuoto (MCB)

Ongelma

Onnettomuus aiheutui avoimesta 3" venttiilistä, joka oli säiliön purkauslinjassa vaikeasti havaittavassa paikassa. Vuoto huomattiin vasta kun putkilinjan huuhtelun ja kahden laivan lastauksen jälkeen todettiin säiliöstä puuttuvan 438 tonnia MCB:tä.

Maaperän laadun ja MCB:n leviämisen selvittämiseksi maahan kairattiin 44 porausreikää ja lähes kaikkiin asetettiin pohjavesiputket veden ja MCB:n pinnankorkeuksien tarkkailemiseksi. Putkia käytettiin myös MCB:n pumppauksissa. Tutkimuksissa selvisi, että MCB levisi maalla 4 400 m²:n alueelle. Sitä todettiin olevan kaikkiaan 9 100 m³. Aine levisi aluksi putkilinjan alla olevaan kaivantoon. Täyttömaassa se imeytyi siihen varsin nopeasti. Täyttömaan ja perusmaan rajapinnassa aine alkoi levitä laajemmalle alueelle painuen kuitenkin samalla syvemmälle. MCB imeytyi voimakkaasti kivien ympärille. Maassa oli myös vapaana MCB:tä ja sen todettiin etenevän hitaasti meren suuntaan saven alla olevassa moreenikerroksessa.

Merestä löydettiin onnettomuuspaikan välittömästä läheisyydestä 10 m³ vapaana olevaa MCB:tä. Sen arvioitiin kulkeutuneen mereen aiemmin tapahtuneen penkereen murtuman kohdalla, jossa täytehiekka oli valunut moreenikerroksen päälle, saven siirryttyä merta kohti. MCB:n painuessa syvemmälle se ei enää päässyt mereen tästä murtumasta. Aineen nopea vajoamista selittää MCB:n korkea ominaispaino ja alhainen viskositeetti.

MCB:n kiehumispiste on 132°C, ominaispaino 1.1066 kg/l ja leimahduspiste +29°. MCB on veteen niukasti liukenevaa.

Torjuntatoimenpiteet

Vuoto oli huomattu 14.1.1987 ja torjuntatoimenpiteet aloitettiin 17.1. Työn toteuttamisessa sekä suunnittelussa käytettiin konsulttia. Toimenpiteitä valvoi kolmihenkinen viranomaisista koottu seurantaryhmä. MCB vuoto tapahtui pengerrysalueella, joka on 50 m pitkä ja 100 m leveä ja sen yläpinta oli 2.3 m merenpinnan yläpuolella. Penger on tehty merihiekasta ja rannanpuoleinen reuna on kivilouhosta. Perusmaassa on ensin savi- ja sen alla moreenikerros.

MCB:tä pumpattiin ensi vaiheessa maasta 196 t ja merestä 10 t. Pumppaus tehtiin aluksi avokaivannoista ja niihin tehdyistä kaivoista. Tämän jälkeen viikon aikana pumpattiin 170 m³ nestettä, jonka MCB-pitoisuus oli alhainen. Pumppausta jatkettiin maahan asennetuista putkista. Yhdestä putkesta saatava ainemäärä oli rajallinen ja yhtäjaksoisessa pumppauksessa neste muuttui lähes vedeksi, joten pumppausta oli jaksotettava.

LIITE 1/2

Maasta pumpattu nestemäärä oli 12.3.1987 n. 520 m³. Vesifaasin määrä oli n. 345 m³ ja se sisälsi MCB:tä n. 380 kg. Orgaanisia yhdisteitä oli n. 175 m³, josta MCB:tä oli n. 160 t ja loput muita hiilivetyjä. Tässä määrässä oli myös merestä kerätty 10 m³. MCB:n pumpppausta jatkettiin kesäkuun alkupuolelle asti. MCB-kerroksen paksuus oli ohentunut maaperässä niin, että pumpppaus tapahtui lähinnä yhdestä pisteestä. Päivätuotto oli alussa 1–2 t/vrk. MCB hävitettiin Ekokem Oy:ssä.

Vahinkoalueelta vietiin kaatopaikalle n. 90 m³ MCB:n likaamaa valumatonta maata. Maa levitettiin 10–20 cm kerrokseksi muovilla suojattuihin betonialtaisiin, jotka peitettiin. Kun MCB:tä oli haihtunut niin, että ainetta oli enää alle 20 mg/kg maata se voitiin peittää talousjätteellä.

Tutkimustulosten ja keskimääräisten pitoisuuksien mukaan arvioitu MCB-tase oli seuraava:

– pumpattu maaperästä	196 t
– pumpattu merestä	10 t
– viety maan mukana kaatopaikalle	0,2 t
– adsorboitunut maaperään	190 t
– liennut penkereen sisäiseen veteen	1 t
– vapaana maaperän huokosissa	47 t
Yhteensä	447 t

Vahingot

Onnettomuus ei aiheuttanut henkilövahinkoja eikä terveydellistä haittaa onnettomuusalueen läheisyydessä työskenteleville tai ympäristön asukkaille. Onnettomuuden tapahtuma-aikana MCB-pitoisuus ilmassa oli niin pieni (lämpötilan ollessa –20–32°), että se oli alle tai juuri yli hajukynnysarvon. Se ei myöskään aiheuttanut syttymisvaaraa.

Pysyviä ympäristövahinkoja ei havaittu. Maahan adsorboituneena ja vapaana oleva MCB on n. 4 400 m² alueella pääasiassa merenpinnan alapuolella moreenikerroksessa. Mereen aineesta pääsi 3–4 %, josta huomattava osa pumpattiin nopeasti pois.

Merivedestä tammi–huhtikuussa otetuissa näytteissä havaittiin alhaisia MCB-pitoisuuksia sataman läheisyydessä (max. 0,20 mg/l). Kauempaa otetuissa näytteissä ei enää havaittu mitattavia pitoisuuksia (0,01 mg/l). Pohjasedimentistä (max. 1 cm pinnasta) otetuissa näytteissä suurin pitoisuus oli 480 mg/kg. Pitoisuudet laskivat kuitenkin tasaisesti tammikuusta joulukuuhun 1987.

Kotkan edustan kaloissa todettiin MCB:tä vielä kesällä 1987 mutta määrät olivat lähellä määritysrajaa (2µg/kg). Vuoden lopulla MCB:tä ei enää löydetty. Pohjaeläimissä todettiin MCB:tä vielä vuoden lopulla varsinkin onnettomuuspaikan lähellä, mutta pitoisuudet olivat laskeneet tasaisesti tutkimusaikana.

Maassa olevaa MCB:tä huuhtoutuu edelleen mereen, mutta sen määrien arvioidaan olevan niin pieniä, ettei siitä aiheudu ympäristöhaittoja.

1/2 Haminan sataman piperyleenivuoto

Ongelma

Vuoto aiheutui piperyleenisäiliön pohjaan tulleesta yli 1 metrin pituisesta murtumasta. Vuoto havaittiin 27.1.1987 öljysataman palovesipumppaamossa havaitusta hajusta. Sen jälkeen suoritettussa kaasunpitoisuusmittauksessa todettiin pumppaamon lattiakanaalissa räjähdysvaarallinen kaasupitoisuus. Tämän seurauksena pumppaamo poistettiin käytöstä ja paikalle hälytettiin sammutusyksikkö, joka oli paikalla 3.3.1987 asti. Vuotava piperyleenisäiliö tunnistettiin pinnankorkeusmittausten avulla. Vuodon suuruus oli 1 000 l/h kokonaismäärän ollessa yhteensä 346,5 t. Sen laskettiin alkaneen 8-10.1.1987.

Piperyleenin eli Absorbent Novopromin kiehumisalue on 42,5-154°C (90 %), leimahduspiste alle -30°C, ominaispaine 0,75. Se on veteen liukenematonta, pahanhajuista kellanruskeaa nestettä. Sen koostumus on 70 p% pentadieenejä, 1,7 p% bentseeniä, 1,5 p% toluenia ja vähäisiä määriä muita aineita. Piperyleeni on I lk:n palava neste, jolla ei ole myrkkyluokitusta. Luonnossa se ei ole kovin pysyvä.

Torjuntatoimenpiteet

Onnettomuuspaikalla oli räjähdysvaara, joten paikka pidettiin eristettynä ja palovesipumppaamo jännitteettömänä sekä sammutusyksikkö paikalla.

Piperyleenin arvioitiin levinneen 1-2 ha alueelle, eikä sitä ilmeisesti ollut päässyt mereen. Varmuuden vuoksi mereen rakennettiin vaneriaita. Räjähdysvaaran vuoksi ainoa nopea tapa aineen poistamiseksi maaperästä oli maaperän "tuulettaminen", jolloin helposti haihtuva piperyleeni diffundoituu maaperään pumpattavaan kaasuun. Työ aloitettiin 13.2.1987 puhaltamalla maaperään aluksi tyypeä neljän vuorokauden ajan allasalueen betonilaattaan (n. 60 x 60 m²) porattuihin 4-5 reikään.

Tämän jälkeen säiliöiden alustaan puhallettiin myös ilmaa. Räjähdysvaaran alennuttua muutaman päivän jälkeen maahan puhallettiin pelkkää ilmaa. Mittauksissa ei enää 27.2. havaittu merkittäviä kaasupitoisuuksia, joten erityistilanne purettiin 3.3.1987. Maaperään jäi vielä satunnaisia piperyleeniesiintymiä.

Vahingot

Onnettomuudesta ei aiheutunut henkilövahinkoja. Se ei aiheuttanut terveydellistä haittaa alueella työskenteleville, eikä ympäristön asukkaille. Varotoimenpiteiden avulla onnistuttiin torjumaan räjähdysvaara.

Piperyleeni levisi täyttöalueen onkaloihin ainakin hehtaarin alueelle. Se onnistuttiin kuitenkin poistamaan puhaltamalla lähes kokonaan. Mereen ainetta ei päässyt merkittäviä määriä. Sitä huuhtoutuu mereen ilmeisesti myöhemmin vähäisiä määriä pieninä pitoisuuksina.

LIITE 1/4

Piperyleenin pitoisuuksia tutkittiin kaksi kertaa alueen kaloista ja pohjaeläimistä. Ensimmäinen tutkimus tehtiin heinäkuussa 1987 ja toinen vuoden vaihteessa. Ensimmäisessä tutkimuksessa kaikkien kilkinäytteiden piperyleeni- ja bentseenipitoisuudet olivat alle mittausrajan. Yhdestä näytteestä löytyi kuitenkin tolueenia 170 ng/g. Kalanäytteiden bentseenipitoisuus oli alle mittausrajan. Piperyleeniä löytyi viidestä näytteestä 115–230 ng/g ja tolueenia 10–270 ng/g. Jälkimmäisessä tutkimuksessa ei löytynyt piperyleeniä ja tolueenia kilkeistä eikä myöskään kaloista löytynyt piperyleeniä. Sensijaan tolueeni pitoisuuden todettiin kohonneen kaloissa. Kalanäytteiden keskimääräinen tolueenipitoisuus oli 348 ng/g ja suurin 1 335 ng/g. Piperyleenipitoisuus alueen vesissä oli laskenut n. 11 kuukauden kuluessa alle mittausrajan. Tolueenipitoisuus sitävastoin oli noussut, joten se ei ollut peräisin tästä vahingosta, vaan sitä tuli mereen jostain muualta.

1/3 Muita vahinkotapauksia

Oulun liuotinvuoto

Farmos-yhtymän Medipolarin kemian tehtaalta on vuotanut ilmeisesti vuosien ajan liuottimia lähinnä etanolia, metanolia sekä metyleenikloridia. Maaperään pääseiden liuottimien määrää ei tarkkaan tunneta. Tällä hetkellä niitä on maaperästä pumpattu kaikkiaan yhteensä 19 t, josta 6 t on pohjavedessä ja 13 t maaperän huokostilassa. Pahiten saastuneen alueen vieressä on ollut tynnyrivarasto vuoteen 1985 asti. Alueella tehdään pohjaveden ja huokosilman pumppausta, mutta saneeraus on vielä kesken.

Hangon liuotinvuoto

Fermionin Hangon tehtaalla havaittiin 1981 pohjaveden likaantuneen liuottimilla. Vuoto oli pääosin peräisin rikkoutuneesta betoniviemäristä, mutta myös päällystämättömällä tynnyrivarastoalueella havaittiin n. 1000 m³ värjäytynyttä maata, joka kuljetettiin kaatopaikalle.

Lähinnä dikloorietaanilla ja kloroformilla saastunut pohjavesi virtasi aikaisemmin vedenottamolle. Nykyisin alueella on pumppauksin ja oja järjestelyin estetty veden virtaus vedenottamolle. Pumpattu vesi on johdettu viemäriin. Pohjaveden pumppaus jatkuu edelleen vaikka veden laatu onkin parantunut vedenottamalla kuten taulukosta 11 näkyy.

Taulukko 11. Fermion Oy:n pumppukaivon ja Furunäsin vedenottamon dikloori-, kloroformi- ja tolueenipitoisuuksia mg/l (Nysten 1988).

Piste	Aine	Päivämäärä					
		7.3.83	21.3.83	20.6.83	1.11.83	2.5.84	8.11.84
Pumppu- kaivo	dikloori- etaani					22	6,6
	kloroformi					2,1	0,21
	tolueeni					4,2	1,5
Furu- näsin veden- ottamo	dikloori- etaani	0,30	0,20	0,60	5,0	0,87	5,6
	kloroformi	0,30	0,30	0,70	1,0	1,8	1,5
	tolueeni	<	<	<	<	<	0,02
< = alle määrittämissrajat							
Piste	Aine	Päivämäärä					
		4.6.85	6.11.85	9.12.85	22.5.86	13.5.87	
Pumppu- kaivo	dikloori- etaani	34		9,0	0,3	6,8	
	kloroformi	1,2		0,17	0,02	0,64	
	tolueeni	9,9		2,6	0,05	2,7	
Furu- näsin veden- ottamo	dikloori- etaani	3,0	0,053		0,3	0,16	
	kloroformi	1,5	0,2		0,01	0,39	
	tolueeni	<	<		<	0,006	

Neste oy:n Sköldvikin tehtaiden liuotinvuoto

Neste Oy:n Sköldvikin muovitehtailla on liuottimia, pääasiassa vinyylidikloridia ja 1,2-dikloorietaania, joutunut pohjaveteen jo ennen vuotta 1976 (Nysten 1988). Vuodot ovat peräisin viemäriputkien vuodoista sekä kallioaltaan pohjan ja seinämien halkeamista. Alueen maaperä on pääasiassa huonosti vettä läpäisevää moreenia, savea ja silttiä. Alueella esiintyy kuitenkin hyvin vettä läpäiseviä huuhtoutuneita moreenikerrostumia. Lisäksi kallioperässä on runsaasti halkeamia. Saastuneen pohjaveden kulkeutuminen on tutkittu vielä vuonna 1988. Alueella pumpataan nykyisin 2 m³/h pohjavettä käsittelyyn. Höyrystriippauslaitteiston rakenne ja tehot on esitetty kappaleessa 5.2.3. Käsittely arvioidaan jatkuvan vielä vuosia.

